

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Bc. Andrea Hanousková

Jak ovlivňuje ombro-minerotrofní rozhraní ve středoevropských rašelinných mokřadech strukturu a dynamiku mikrořasových společenstev?

What are the effects of ombro-minerotrophic transition in Central European peatlands on structure and dynamics of microalgal communities?

Diplomová práce

Vedoucí práce: prof. RNDr. Jiří Neustupa, CSc.

Praha, 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 6. 1. 2020

Podpis:

Poděkování

Děkuji svému školiteli Jiřímu Neustupovi za rady a připomínky při vypracovávání této práce. Také děkuji své rodině za podporu během mého studia.

Abstrakt

Rašeliniště jakožto primárně boreální biotopy patří ve středoevropské krajině k velmi vzácným a hodnotným azonálním ekosystémům. Jejich cennost tkví mimo jiné v ohromné bohatosti mikrořasových společenstev, z nichž patrně nejvýznačnější skupinu tvoří krásivky (Desmiales) a to jak bohatostí druhů, tak jejich poměrným zastoupením. Důležitým gradientem, který ovlivňuje rašeliništní biotu, je gradient ombro-minerotrofie odvíjející se od hydrologického režimu. Podle tohoto konceptu se rašeliniště dělí na dva základní typy – ombrotrofní vrchoviště, která jsou sycena pouze srážkovou vodou a minerotrofní slatiniště, která jsou obohacována vodou podzemní nebo povrchovou. Krásivky, charakteristické vysokou citlivostí na faktory prostředí a druhovou bohatostí, jsou velmi dobrou modelovou skupinou pro ekologické studie. Ve své práci se zabývám vlivem ombro-minerotrofního gradientu na strukturu, diverzitu a dynamiku krásivkových společenstev na sudetských rašeliništích. Výsledky ukazují, že ombro-minerotrofie strukturu společenstev významně ovlivňuje, přičemž je více určující pro výskyt jednotlivých druhů než pro jejich abundance. Signifikantní vliv byl prokázán také u druhové diverzity. Minerotrofní rašeliniště mají zjevně vyšší druhovou diverzitu, která je určena především přítomností málo početných druhů. Společenstva ombrotrofních rašelinišť jsou zastoupena menším počtem druhů, které byli schopné se adaptovat na nízké pH a úživnost vrchovištních mokřadů. Výsledky změn ve společenstvech v čase naopak výrazné rozdíly mezi oběma typy mokřadů neprokázali. Pro analýzu dat jsem použila také NCV index, který kvantifikuje ochrannářskou hodnotu kyselých mokřadů. Výsledky ukazují, že ochrannářskou hodnotu mají oba typy lokalit srovnatelnou. U minerotrofních rašelinišť byla hodnota indexu ovlivněna především druhovou diverzitou, u ombrotrofních rašelinišť výskytem vzácných druhů či druhů, které vyžadují stabilitu a vyspělost ekosystému.

Klíčová slova: krásivky, Desmiales, ombrotrofie, minerotrofie, struktura společenstva, diverzita, NCV index

Abstract

Peatlands, as primary boreal habitats, are very rare and valuable azonal ecosystems in the Central European landscape. Their value is due, among others, to the enormous abundance of microalgae communities, of which probably the most prominent group consists of desmidiates, both in the richness of species and in their proportional representation. An important factor that affects peatland biota is the ombro-minerotrophy gradient derived from the hydrological regime. According to this concept, peat bogs are divided into two basic types - ombrotrophic peat bogs, which are saturated only by rainwater and minerotrophic fens, which are enriched by groundwater or surface water. The desmids, characterized by high sensitivity to environmental factors and species richness, are a very useful model group for ecological studies. In my work I deal with the effect of the ombro-minerotrophic gradient on the structure, diversity and dynamics of desmid communities on Sudeten peat bogs. The results show that ombro-minerotrophy significantly affects the structure of communities and is more determinant for the occurrence of individual species than their abundance. Significant effect was also found in species diversity. Minerotrophic peat bogs have apparently higher species diversity, which is mainly determined by the presence of species with low abundances. The communities of ombrotrophic peat bogs are probably represented by a smaller number of species that were able to adapt to the low pH and fertility of bogs. On the contrary, the results of species turnover in communities did not show any significant differences between the two types of wetlands. I also used the NCV index for data analysis, which quantifies the conservation value of acidic wetlands. The results show that the conservation value of both types of sites is comparable. For minerotrophic peatlands, the index value was influenced mainly by species diversity, for ombrotrophic peatlands by the occurrence of rare species or species requiring ecosystem stability and maturity.

Key words: desmidiates, ombrotrophy, minerotrophy, community structure, diversity, NCV index

Obsah

1	Úvod	8
1.1	Rašeliniště	8
1.1.1	Rozšíření rašelinišť	8
1.1.2	Rašeliniště a globální změna klimatu	8
1.1.3	Ombro-minerotrofní gradient	10
1.2	Krásivky	11
1.2.1	Rozšíření krásivek	11
1.2.2	Struktura a diverzita krásivkových společenstev	13
1.2.3	NCV index	14
1.3	Cíle práce	16
2	Materiály a metoda	17
2.1	Odběry a zpracování vzorků	17
2.2	Statistická analýza	19
2.2.1	Analýza environmentálních faktorů	19
2.2.2	Analýza struktury společenstva	19
2.2.3	Analýza diverzity	20
2.2.4	Beta-diverzita	20
2.2.5	NCV index	21
3	Výsledky	22
3.1	Analýza environmentálních faktorů	22
3.2	Struktura společenstva	23
3.3	Alfa-diverzita lokalit	25
3.4	Beta-diverzita	27
3.5	NCV index	29
4	Diskuze	30
4.1	Analýza environmentálních faktorů	30
4.2	Struktura společenstva	30

4.3	Alfa-diverzita	31
4.4	Beta-diverzita.....	31
4.5	NCV index	32
5	Závěr.....	33
6	Zdroje	34
7	Přílohy	38

1 Úvod

1.1 Rašeliniště

Základními charakteristikami rašelinišť je trvale vysoká hladina vody blízko povrchu a hromadění organické hmoty v podobě rašeliny. Zamokření vytváří v hlubších půdních vrstvách anoxické podmínky, které brání rychlé dekompozici organické hmoty a způsobuje akumulaci odumřelé vegetace. Zpomalený rozklad rašeliny probíhá v katotelmu, vrstvě nacházející se pod průměrnou roční výškou hladiny vody, jejíž půdní póry jsou trvale zamokřené. Nad průměrnou roční výškou hladiny vody, v akrotelmu, probíhá naopak aktivní akumulace uhlíku (Ingram 1978).

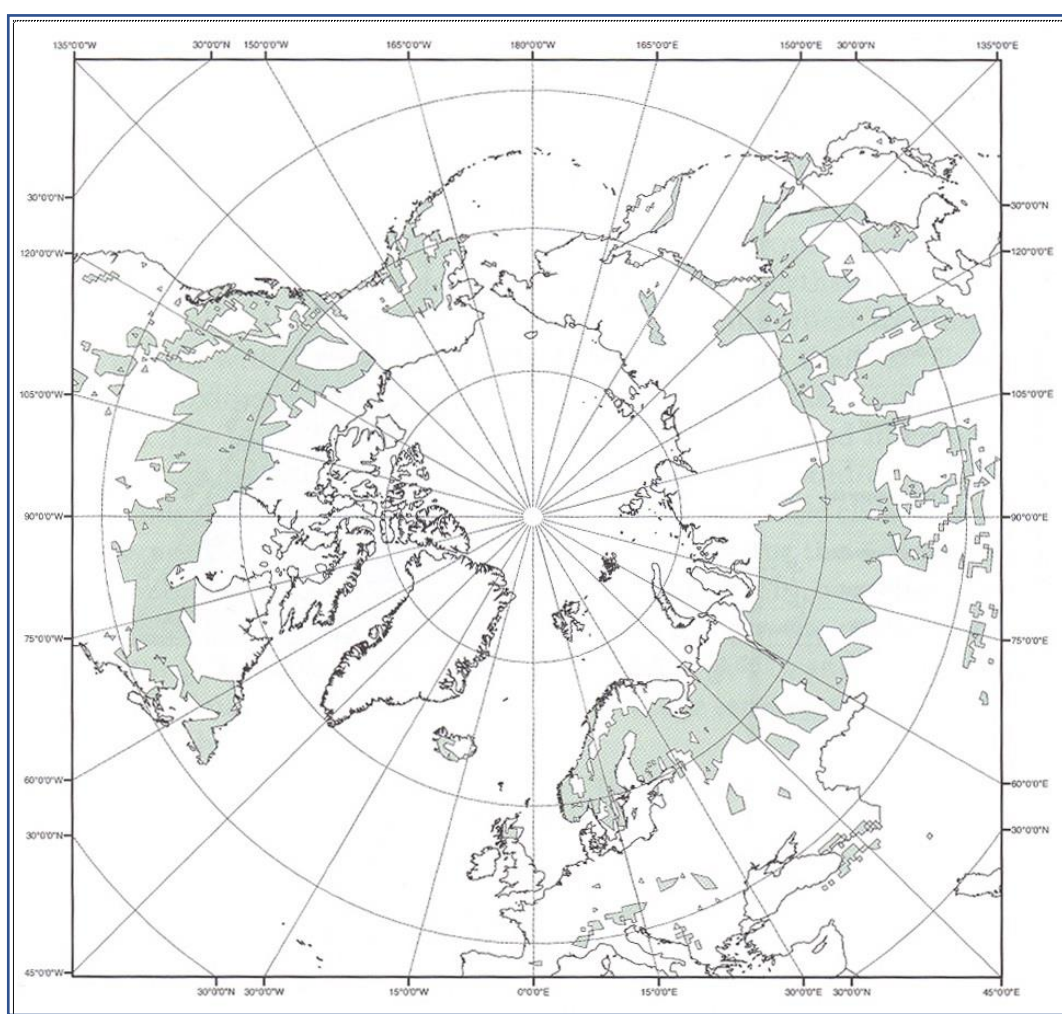
1.1.1 Rozšíření rašelinišť

V celosvětovém měřítku se rašeliniště hojně vyskytují v boreální a arktické zóně Eurasie a Severní Ameriky, v navazujících oblastech mírného pásma se směrem od severu k jihu jejich plošné zastoupení v krajině zmenšuje. Ve středoevropské krajině se rašeliniště vyskytují na hranici jejich rozšíření a patří tak k velmi vzácným a cenným biotopům (Charman 2002; Wieder et al. 2006). Rozšíření rašelinišť na světovém měřítku je znázorněno na obrázku 1.1. Především pro rašeliniště vrchovištního typu je zásadním předpokladem jejich existence převaha srážek nad výparem. To splňují oblasti s hojnými srážkami (např. oceánické oblasti) nebo oblasti, které mají menší úhrn srážek ale zároveň malý výpar (např. boreální zóna Evropy), případně kombinace obojího (Rydin a Jeglum 2013). Vrchovištní rašeliniště v našich podmínkách představují azonální biotop, vyskytují se především na hřebenech a v sedlech hor, kde jsou vysoké úhrny srážek a nízké teploty. Minerotrofní rašeliniště představují variabilnější biotop a u nás se vyskytují v rozličných podmínkách, například na prameništích, při litorálech rybníků, v nivách potoků nebo na okrajích vrchovišť (Chytrý et al. 2010).

1.1.2 Rašeliniště a globální změna klimatu

Rašeliniště jsou ve velké míře zkoumána v kontextu globálních klimatických změn. Studie jsou v drtivé většině zaměřené na boreální oblasti. To má svá opodstatnění - ohromné plochy rašelinišť v boreálním pásu hrají důležitou roli ve zpětné vazbě mezi klimatem a biosférou jako významná zásobárna uhlíku fixovaného z atmosferického oxidu uhličitého, který se akumuluje v nerozložené rostlinné biomase. Udává se, že celosvětově je v rašeliništích uloženo více než 30% veškerého půdního organického uhlíku (Sampson et al. 1993). Fungování těchto ekosystémů je velmi citlivé na změny ve vodním režimu a delší periody

vysychání, které potenciálně mohou s klimatickou změnou přijít (Dai 2013; Meehl et al. 2007). Pokles vodní hladiny a její rozkolísání zvyšuje rychlost rozkladu nahromaděné rašeliny vystavené aerobním procesům, v případě funkční odpovědi rašelinišť na klimatickou změnu tak hrozí uvolnění značného množství skleníkových plynů do atmosféry (Estop-Aragonés et al. 2016; Lund et al. 2012). Rašeliniště v naší středoevropské krajině sice nepředstavují tak zásadní podíl na celkovém uloženém uhlíku, avšak vzhledem k jejich pozici na hranici světového rozšíření může mít klimatická změna nadozírné následky ve ztrátě jedinečné biodiverzity těchto biotopů, a to primárně v případě horských vrchovišť, která jsou závislá výhradně na srážkové vodě a jsou tak přímo ovlivněna změnami ve srážkovém režimu.



Obr. 1.1: Mapa světového rozšíření rašelinišť (Wieder et al. 2006)

1.1.3 Ombro-minerotrofní gradient

Základní dělení rašelinišť se odvíjí od jejich hydrologického režimu a rozlišuje rašeliniště ombrotrofní a minerotrofní. Ombrotrofní („*bog*“, vrchoviště) rašeliniště jsou izolovaná od spodních vod a jsou zásobována výhradně atmosférickými srážkami, v důsledku čehož jsou značně kyselé a chudá na živiny. Oproti tomu minerotrofní rašeliniště („*fen*“, slatiniště) jsou propojená s podzemními nebo povrchovými vodami, které přinášejí do rašeliniště rozpuštěné živiny a minerály a v různé míře (pod vlivem podloží, půdy či podle relativního příspěvku oproti vodě srážkové) je obohacují. To zapříčiňuje poměrně značnou variabilitu slatinišť jak v chemismu jejich vod, tak ve vegetaci (Wieder et al. 2006; Sjörs 1950). Slatiniště se dále dělí na chudé a bohaté (*poor fen*, *rich fen*) podle jejich výskytu na ombro-minerotrofním gradientu. Chudá slatiniště se kyselostí a obsahem živin blíží ombrotrofním rašeliništím, zatímco bohatá slatiniště odpovídají opačnému konci gradientu.

Minerotrofii je možné indikovat změřením koncentrace hořčíku či sodíku v rašeliništní vodě a srovnat ji s obsahem těchto prvků ve vodě podzemní, tato metoda je však použitelná především na lokalitách s ostrým kontrastem ve složení podzemní a rašeliništní vody (Heinselman 1970; Siegel a Glaser 2006). Další metodou je srovnání poměru vápníku a hořčíku v povrchové rašelině a lokálních srážkách (Bragazza et al.). Tradičně se ombrotrofie a minerotrofie indikují dle výskytu slatiništních indikátorů - druhů vyšších rostlin, které netolerují ombrotrofní podmínky (Gorham a Janssens 1992; Rydin et al. 1999; Sjörs 1950).

Nakolik odpovídá hydrotopograficky ostře definovaná hranice mezi ombrotrofií a minerotrofií gradientům prostředí jako pH či konduktivita nebo variabilitě vegetace je dlouho předmětem diskuzí. Podle některých studií není možné detekovat konzistentní rozdíly ve vegetaci nebo chemismu vody mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi (Wheeler a Proctor 2000). Na základě přirozené hranice, která se projevuje ve vegetaci, pH a obsahu vápníku bylo navrženo oddělit /vrchoviště a chudá slatiniště/ a /bohatá slatiniště/ (Wheeler a Proctor 2000). Jiné studie naopak podporují přirozenou hranici mezi ombrotrofií a minerotrofií, rozpoznatelnou ve změnách pH, koncentraci iontů a také pomocí indikačních rostlinných druhů slatinišť, které nejsou schopné vystát nízkou úživností a pH ombrotrofních vrchovišť a nacházejí se pouze v minerotrofních podmínkách (Hájek et al. 2006; Bragazza et al. 2005). Tato nesourodost ve výsledcích různých studií je zřejmě způsobena regionálními rozdíly. Oblasti s geologickým podložím tvořeným horninami chudými na báze odpovídají spíše graduálními přechody v chemismu či vegetaci na gradientu ombro-minerotrofie (např.

oblast Fenoskandinávie), minerotrofní rašeliniště se tak v obsahu živin či v pH mohou překrývat s těmi ombrotrofním. Oproti tomu v regionech s podložím bohatým na báze se přechod mezi ombrotrofií a minerotrofií může jevit abruptnější, doprovázen změnami v pH, koncentraci vápníku či ve vegetaci (Hájek et al. 2006).

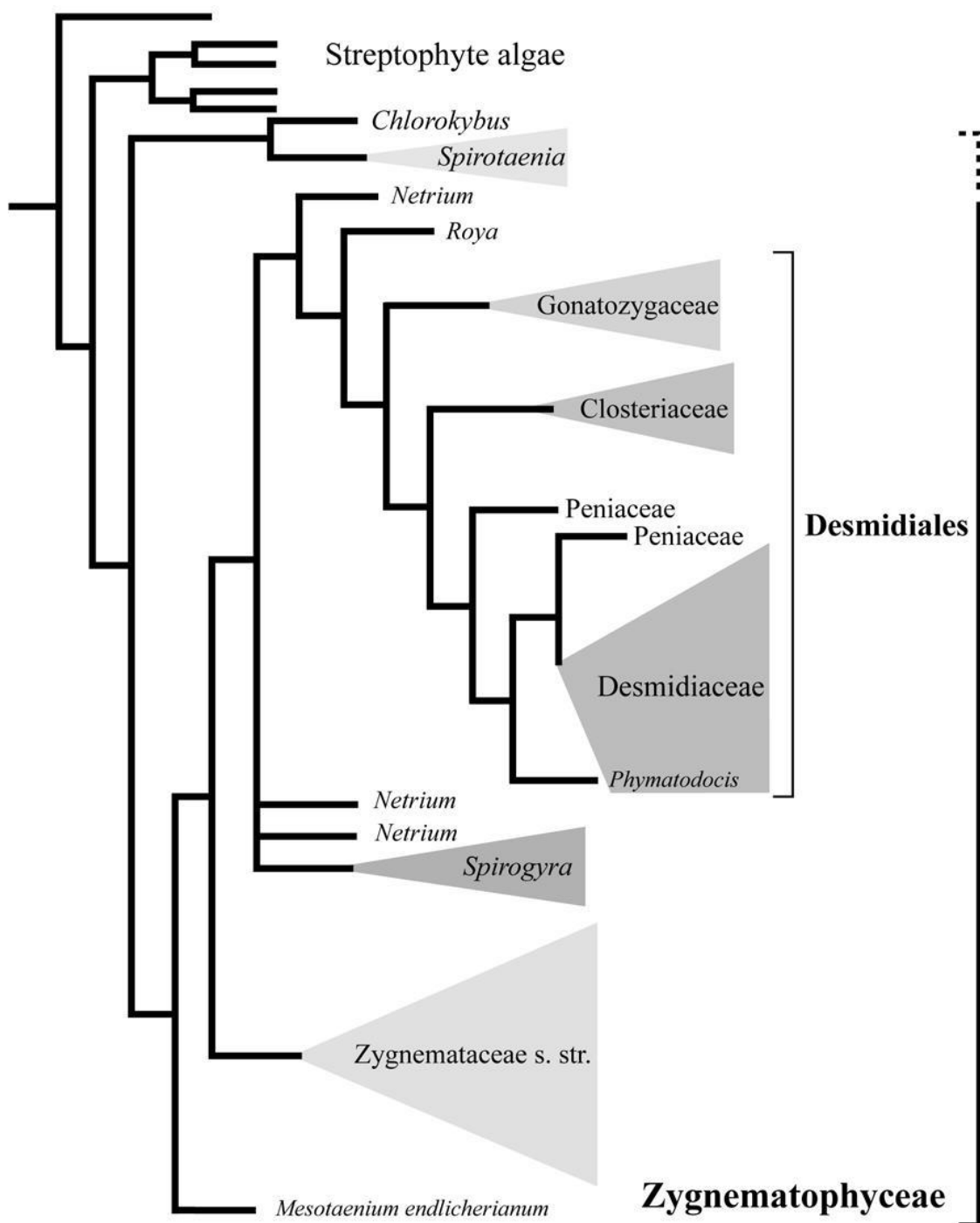
1.2 Krásivky

Krásivky (Desmiales) jsou druhově bohatou a morfologicky diverzifikovanou skupinou zelených, výhradně sladkovodních řas s nápadnou buněčnou symetrií. Většina druhů je jednobuněčná, velikost jejich buněk se pohybuje od 6µm - 1000µm. Náleží do třídy Zygnematophyceae (zelené spájkivé řasy), která je charakteristická unikátním způsobem pohlavního rozmnožování, konjugací, při které vytváří diploidní zygosporu. Z větší části se však krásivky množí nepohlavně (Moss a Brook 1982; Coesel a Meesters 2014). Zygnematophyceae jsou jednou z linií streptofytních řas, z nichž se vyvinuly suchozemské rostliny, jsou tedy jejich sesterským taxonem (Becker a Marin 2009). Krásivky zahrnují dvě skupiny řas náležící do třídy Zygnematophyceae: zástupce čeledi Mesotaeniaceae z parafyletického řádu Zygnematales (nepravé krásivky) a zástupce monofyletického řádu Desmiales (pravé krásivky), který obsahuje jednobuněčné druhy charakteristické komplexnější strukturou buněčné stěny skládající se ze dvou částí spojených k sobě isthmem. Řád Desmiales je rozdělen do čtyř čeledí: Gonatozygaceae, Closteriaceae, Peniaceae a Desmidiaceae (Gontcharov 2008). Fylogenetické vztahy v rámci třídy Zygnematophyceae jsou znázorněny na obrázku 1.2.

Krásivky jsou hojné zejména v biotopech se stojatou, oligotrofní až mezotrofní a mírně kyselou vodou, centrum jejich diverzity se tudíž nalézá v kyselých mokřadech, kde často tvoří dominantu fyto-bentosu a to jak bohatostí druhů, tak celkovou biomasou (Watanabe et al. 2000; Moss a Brook 1982; Coesel 1982), řada druhů se vyskytuje i v planktonu rašelinných jezírek. Některé druhy se dokázali přizpůsobit životu v úživnějším prostředí a můžeme se s nimi setkat například v planktonu eutrofních rybníků. V málo úživných rašeliništních vodách jsou krásivky schopné prospívat díky pomalému růstu buněk a efektivnímu využívání živin. Některé druhy jsou schopné tolerovat i částečné vysychání (Coesel 1982).

1.2.1 Rozšíření krásivek

Ubikvitní model globálního rozšíření volně žijících mikroorganismů který říká, že většina volně žijících protist má kosmopolitní rozšíření, což je ovlivněno jejich malou velikostí a



Obrázek 1.2: Fylogenetické vztahy třídy Zygnematophyceae (Gontcharov, 2008)

velkou abundancí a bariéry tak nehrají zásadní roli při jejich rozšiřování (Fenchel a Finlay 2004), se pro krásivky ukazuje jako neplatný. Výskyt jednotlivých druhů krásivek je zjevně výrazně biogeograficky strukturován. Důvodem může být nepříliš častá tvorba rezistentních spor, nízká tolerance vegetativních buněk vůči vyschnutí v případě přenosu ptáky či hmyzem a v neposlední řadě také velmi specifické ekologické nároky krásivek (Coesel a Krienitz 2008). Neplatnost ubikvitní hypotézy a výskyt endemických druhů se ukazuje i u dalších skupin mikrořas jako např. u obrněnek, rozsivek, kokolitek nebo zlativek (Foissner 2008).

Coesel (1996) dokonce rozlišil deset krásivkových fytogeografických oblastí, které byly vytvořeny na základě rozšíření nezaměnitelných, snadno určitelných a dobře definovaných druhů. Tyto oblasti jsou: temperátní Eurasie, cirkumpolární region, východní Asie, Indomalajská oblast/ Severní Austrálie, Nový Zéland/ Jižní Austrálie, Jižní Afrika, rovníková Afrika, Severní Amerika, tropická Amerika a mimotropická část Jižní Ameriky (Coesel 1996). Mnoha krásivkovým druhům je však stále přisuzováno kosmopolitní rozšíření. Za tímto jevem může stát skrytá diverzita - některé tradičně definované druhy mohou ve skutečnosti představovat komplex druhů s odlišnou geografickou distribucí (Šťastný, 2013).

1.2.2 Struktura a diverzita krásivkových společenstev

1.2.2.1 Vliv ombro-minerotrofie a pH

Jako nejdůležitější faktor ovlivňující strukturu a diverzitu krásivek se z výsledků mnoha studií jeví pH, které je v úzké korelaci s ombro-minerotrofním gradientem. Centrum druhové diverzity krásivek se nachází na mírně kyselých až neutrálních rašeliništích (Štěpánková et al. 2008; Mataloni et al. 2015; Coesel 1982; Neustupa et al. 2009; Neustupa et al. 2013). Menší diverzita kyselých lokalit je přičítána podmínkám nízkého pH, které skrze vodíkové ionty přímo působí na membrány jednobuněčných organismů, a horší dostupností živin v kyselém prostředí. Na tak extrémní habitaty je adaptováno jen málo specializovaných druhů (Coesel 1982). Ve studii zabývající se morfologickou variabilitou buněk se ukázalo, že ombrotrofní rašeliniště s nízkým pH jsou charakteristická vyšší morfologickou disparitou, za kterou stojí několik dominantních druhů (Neustupa et al. 2009). Gradient ombro-minerotrofie a pH má také vliv na velikost buněk. V extrémních podmínkách kyselých ombrotrofních rašelinišť jsou buňky krásivek menší, což zřejmě souvisí s efektivnějším využíváním živin díky vyššímu poměru povrchu vůči objemu a vyšší růstovou rychlostí (Neustupa et al. 2013). Výzkum fylogenetické struktury společenstev ukázal, že při nízkém pH se vytváří společenstva blíže příbuzných druhů, při vyšším pH je společenstvo strukturováno kompeticí, která omezuje koexistenci blízce příbuzných druhů (Bestová 2012).

1.2.2.2 Gradient terestrializace

Dalším významným faktorem který ovlivňuje společenstva krásivek je vysychání v důsledku změn hydrologického režimu. Kromě přímého vlivu vysychání je tato disturbance spojena i se změnami dalších faktorů, jako je pH, konduktivita, teplota či obsah živin (Mataloni, 1999; Coesel 1982). Ze studie Šťastného (2009) vyplývá, že pro mělké

rašelinné tůňky, které podléhají častějšímu vysychání, jsou charakteristická společenstva dominovaná rychle se dělicími druhy (*Tetmemorus laevis*, *Actinotaenium cucurbita* nebo *Closterium striolatum*). Hlubší tůň jsou dominovány velkými, pomaleji rostoucími druhy (*Micrasterias jenneri*, *Cosmarium ralfsii* nebo *Xanthidium armatum*) (Šťastný 2009). Důležitou adaptací pro časté vysychání je kromě vysoké růstové rychlosti také nízký poměr povrchu vůči objemu. Se vzrůstající mírou terrestrializace mokřadu (ubývání vlhkosti doprovázené poklesem pH) jsou biradiální zploštělé druhy s výrazně strukturovaným tvarem buňky (jako např. rod *Micrasterias* nebo *Euastrum*) nahrazeny taxony s cylindrickým tvarem buňky a tedy nízkým poměrem povrchu vůči objemu (např. rody *Actinotaenium* nebo *Cylindrocystis*) (Coesel 1982). Podobné výsledky vyplývají ze studie Waydy (2004). Mataloni (1999) ve své studii popisuje změnu společenstva podél gradientu terrestrializace od druhově bohatých společenstev na lokalitách s otevřenou vodní hladinou k druhově chudým společenstvům s několika dominujícími, na extrémní podmínky adaptovanými taxony na opačném konci gradientu. Vliv neperiodického vysychání na složení společenstev byl prokázán ve studii Neustupy et al. (2011), která se zabývá vlivem několikaměsíčního vyschnutí rašeliniště v důsledku vypuštění blízkého rybníka. Změny v druhovém složení, velikosti buněk a v poměru povrchu vůči objemu se více projevíly ve společenstvu tůň, která před disturbancí vykazovala vyšší druhovou bohatost. Na druhově chudší a kyselejší lokalitě byl efekt vysychání méně zřetelný. Po napuštění rybníka a stabilizaci vodního režimu se diverzita a druhové složení vrátilo do stavu před vyschnutím, takže dlouhotrvající vyschnutí nezpůsobilo trvalé následky.

1.2.2.3 Vliv prostorové vzdálenosti

Studie Mataloni (Mataloni 1999; Mataloni et al. 2015) ukázaly, že při srovnávání různých tůní v rámci jednoho rašeliniště se prostorová vzdálenost na podobnosti společenstev téměř neprojevuje. Tůň v těsném sousedství s odlišnou hloubkou a velikostí se od sebe liší více než vzdálené tůň s podobným charakterem. Podmínky prostředí jsou tedy pro strukturu společenstev více určující, než jejich prostorová vzdálenost.

1.2.3 NCV index

Vysoce specifické ekologické nároky jednotlivých druhů krásivek, rychlé odpovědi na změny prostředí díky krátkému životnímu cyklu buněk, nemožnost zmírnit efekt prostředí na fyziologii buňky vzhledem k těsné interakci s vodním prostředím či snadná měřitelnost jejich počtu a určení do druhu dle morfologie buněk či ornamentace buněčné stěny – to vše jsou vlastnosti, které z krásivkových společenstev dělají ideální nástroj pro biomonitoring

sladkovodních mokřadů. Metoda, která využívá krásivky jako bioindikátory byla navržena Coeselem (Coesel 2001; 2003) za účelem monitoringu ochranné hodnoty mokřadních lokalit v Holandsku. Je založena na stanovení NCV indexu (natural conservation value) který je kvantifikován podle tří kritérií – druhové diverzity, vzácnosti druhů a vyspělosti ekosystému. Všechna tato kritéria jsou posuzována na základě přítomnosti jednotlivých druhů krásivek (bez ohledu na jejich abundance). Výpočet NCV indexu zohledňuje také pH lokality, protože diverzita krásivek se podél gradientu pH mění (nejvyšší je v mírně kyselých vodách) (Coesel 2001; 2003). Postup výpočtu detailně popisují v kapitole 2.2.4. Mimo Holandsko byl NCV index úspěšně aplikován na slepá říční ramena v Maďarsku (Krasznai et al. 2008) a v České republice při zkoumání vlivu vysychání rašeliniště na krásivkovou společnost (Neustupa et al. 2011).

1.3 Cíle práce

Moje práce se zabývá vlivem ombro-minerotrofního rozhraní na strukturu, diverzitu a temporální dynamiku mikrořasových společenstev ve středoevropských rašeliništích na modelu konkrétní skupiny řas - krásivek. Vzhledem k specifickým ekologickým nárokům a poměrně snadné identifikaci druhů na základě morfologie buněk představují krásivky ideální modelovou skupinu pro zkoumání diverzity a struktury společenstev.

Chtěla bych odpovědět na tyto otázky:

- Ombro-minerotrofní gradient je obecně považován za nejdůležitější faktor formující společenstva různých skupin organismů. Je tento gradient významně strukturujícím faktorem krásivkových společenstev?
- Jsou ombrotrofní rašeliniště vzhledem k jejich extrémním podmínkám (nízké pH, nízká koncentrace živin, časté disturbance) druhově chudší?
- Rašeliniště v České republice v drtivé většině případů spadají pod legislativní ochranu. Její úroveň je však mezi ombrotrofními a minerotrofními mokřady v mnoha případech odlišná - horská vrchoviště nezřídka dosahují té nejvyšší ochrany, minerotrofní rašeliniště mívají stupeň ochrany nižší nebo nejsou chráněna vůbec. Jak je to ale ve skutečnosti - liší se ochrannářská hodnota dle NCV indexu na ombrotrofních a minerotrofních rašeliništích?
- Ombrotrofní rašeliniště podléhají často disturbancím během sušších období roku pod vlivem výkyvů vodního sloupce. Podléhají krásivková společenstva ombrotrofních rašelinišť větším změnám v čase a jeví se naopak minerotrofní rašeliniště stabilnější, jak by se dalo očekávat z jejich vodního režimu?
- Zhodnocení ekologické hodnoty studovaných lokalit z algologického hlediska – které lokality jsou z hlediska diverzity a výskytu vzácných druhů nejzajímavější?

2 Materiály a metoda

2.1 Odběry a zpracování vzorků

Vzorky jsem odebírala celkem na 36 lokalitách v Krušných horách a Českém lese. 19 lokalit bylo ombrotrofních a 17 minerotrofních. Odběry probíhali opakovaně – první v květnu 2017 (35 odběrů), druhý v květnu 2018 (34 odběrů) a třetí v říjnu 2018 (21 odběrů). Typy na některé lokality jsem dostala od svého školitele prof. Jiřího Neustupy, ostatní jsem si dohledávala sama. V případě ombrotrofních lokalit to bylo poměrně snadné – mnoho z nich je součástí některého z větších Krušnohorských vrchovištních celků, které jsou lehce dohledatelné a chráněné jako Národní přírodní rezervace. Přítomnost minerotrofních rašelinišť jsem často odhadovala za pomoci satelitní mapy, s kterou jsem prohledávala místa, kde by se minerotrofní rašeliniště mohla potenciálně vyskytovat – v okolí horských potoků, při březích rybníků nebo na prameništích loukách. Zda se opravdu jedná o rašeliniště a jakého typu se však vždy ukázalo až na místě.

Ombrotrofii a minerotrofii jsem rozlišovala na základě vizuálního posouzení hydrografie a fyziognomie jednotlivých lokalit podle Neustupy et al. (2013). Vrchoviště s typicky vyklenutým reliéfem s vrcholovou plošinou, zvedající se nad úroveň okolního povrchu a bez zjevného sycení vodou jinak než srážkami, byla posouzena jako ombrotrofní. Rašeliniště nacházející se při březích rybníků, v potočních nivách či na prameništích loukách - tedy se zjevným přísunem podzemních či povrchových vod - byla vyhodnocena jako minerotrofní. Příklady pro oba typy lokalit z mých vlastních odběrů jsou na obrázcích 2.1 a 2.2.

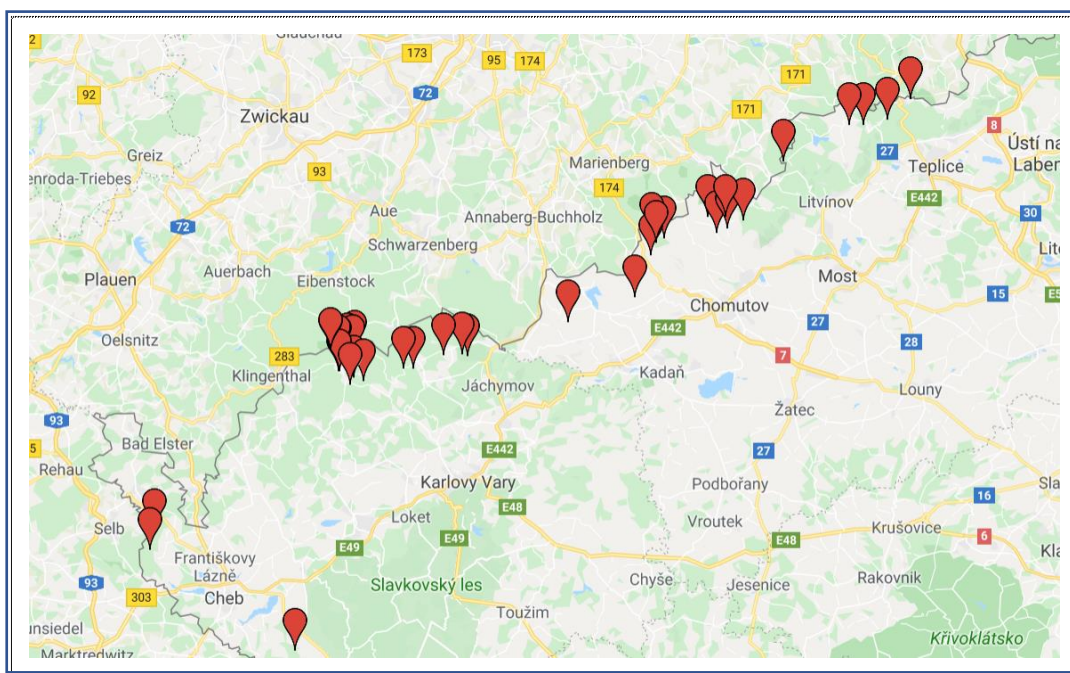


Obr. 2.1: Typický příklad ombrotrofního horského vrchoviště (NPR Božídarské rašeliniště).

Obr. 2.2: Typický příklad minerotrofního rašeliniště na prameništi (Myší kout).

U každého odběrového místa jsem si uložila jeho GPS souřadnice. Vzorky metafytou jsem odebrala vyždímáním rašeliníku do průhledných plastových lahviček a neodkladně je fixovala Lugolovým roztokem (přibližně 5 kapek na vzorek). Zároveň jsem na každém odběrovém místě změřila základní abiotické faktory (pH a konduktivitu) pomocí přístroje WTW 340i (WTW GmbH, Weilheim, Germany). Kompletní informace o odběrových lokalitách (GPS souřadnice, naměřené hodnoty pH a konduktivity a typ lokality) jsou uvedené v příloze 1, jejich celkový přehled na obrázku 2.3 a detailnější umístění jednotlivých lokalit je vyznačené na mapách v příloze 2.

Vzorky jsem za účelem identifikace a kvantifikace druhů zpracovávala s pomocí světelného mikroskopu Bresser Bioscience při zvětšení 200x - 400x. V každém vzorku jsem počítala a určila prvních 200 buněk s pomocí relevantní literatury (Coesel a Meesters 2014). Zajímavé druhy jsem zaznamenávala pomocí digitálního fotoaparátu Bresser MikroCam 3MP napojeného na mikroskop.



Obrázek 2.3: Celkový přehled odběrových lokalit.

2.2 Statistická analýza

Nasbíraná data jsem statisticky hodnotila a vizualizovala v programu PAST-ver. 2.17c (Hammer et al., 2001).

2.2.1 Analýza environmentálních faktorů

F a T testem jsem zjišťovala vztah mezi ombro-minerotrofním gradientem a měřenými faktory prostředí – pH a konduktivitou. Použila jsem vizualizaci pomocí krabicových grafů.

2.2.2 Analýza struktury společenstva

Pro tuto analýzu jsem použila data bez faktoru času, která jsem vytvořila sečtením počtu druhů ze všech odběrů pro danou lokalitu a z důvodu nekompletnosti všech tří odběrů pro všechny lokality (některé byly odebrány jen dvakrát) jsem je přímou úměrou převedla na celkový počet 200. Variabilitu ve struktuře společenstev jednotlivých ombrotrofních a minerotrofních lokalit jsem zobrazila v programu PAST pomocí mnohorozměrné ordinační analýzy NMDS (non-metric multidimensional scaling; Kruskal 1964) založené na distanční matici vypočítané podle asymetrického Bray-Curtisova indexu podobnosti (Bray a Curtis 1957), který zohledňuje abundance druhů. NMDS analýzu jsem provedla také na základě asymetrického Jaccardova indexu, který je založen pouze na prezenci či absenci druhů ve vzorcích. Asymetrické indexy podobnosti jsou ideální pro data, která v druhové matici obsahují mnoho nul, což je typické pro ekologii společenstev kde většina druhů se na většině lokalit nevyskytuje (Jarkovský, 2012). NMDS analýza zjednodušuje mnohorozměrný prostor na dvou či třírozměrný se současným zachováním vypovídající hodnoty a vizualizuje jednotlivé lokality jako body v ordinačním diagramu, přičemž vzájemná pozice bodů by měla odpovídat podobnosti v jejich druhovém složení. K jak velkému zkreslení při redukci prostoru došlo lze ověřit pomocí hodnoty stresu. Nižší hodnota stresu znamená věrnější zobrazení (Jarkovský, 2012). Vzhledem k intuitivnějšímu zobrazení vzorků ve výsledném diagramu jsem zvolila 2D zobrazení, ačkoli test vykazoval vyšší hodnoty stresu než u 3D zobrazení.

Zda se od sebe jednotlivé lokality signifikantně oddělily na základě ombrotrofie a minerotrofie jsem v PASTu testovala pomocí neparametrické analýzy ANOSIM (Analysis of Similarities) s měřením vzdáleností opět na základě Bray-Curtis a Jaccardova indexu podobnosti. Jedná se o neparametrický test který zjišťuje, zda je rozdíl mezi dvěma či více skupinami signifikantní na základě porovnání variability uvnitř a mezi kategoriemi (Clarke 1993). Míra podobnosti testovaných skupin je vyjádřena pomocí R.

Míru podílu jednotlivých druhů krásivek na odlišení společenstev ombrotrofních a minerotrofních lokalit jsem identifikovala v PASTu pomocí analýzy SIMPER (Similarity percentages; Clarke 1993) na základě Bray-Curtisova indexu podobnosti. Výstupem je tabulka druhů, ve které je uvedeno, jakou měrou jednotlivé druhy přispívají k oddělení obou typů lokalit.

2.2.3 Analýza diverzity

Pro analýzu diverzity jsem opět použila data bez faktoru času. K porovnání alfa diverzity ombrotrofních a minerotrofních lokalit jsem použila indexy založené na poměru abundancí druhů, Shannonův index (Shannon 1948) a Simpsonův index (Simpson 1949), jejichž hodnoty jsem v PASTu získala pomocí analýzy „diversity indices“. Pomocí těchto indexů je možné vyjádřit diverzitu a vyrovnanost v zastoupení jednotlivých druhů pomocí jednoho čísla. Výpočet Shannonova indexu bere v potaz počet druhů i jejich abundance na lokalitě a obvykle nabývá hodnot od 1,5 do 4,5. Simpsonův index diverzity také zohledňuje abundance druhů i jejich celkový počet, je však silně závislý na nejpočetnějších druzích a méně citlivý ke vzácným druhům. Nabývá hodnot od nuly do jedné, přičemž s jeho zvyšující se hodnotou stoupá dominance a klesá vyrovnanost společenstva, proto jsem pro analýzy diverzity tento index převedla na odpočet od jedné (Jarkovský, 2012). Hodnoty indexů pro oba typy lokalit jsem znázornila pomocí boxplotů a rozdíl mezi nimi otestovala za použití F and T testu.

2.2.4 Beta-diverzita

Pro srovnání beta-diverzity na časové škále (turnoveru) mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi jsem použila Bray-Curtisův index podobnosti, který slouží k vyjádření podobnosti mezi vzorky. Tento index je (podobně jako výše zmíněný Bray-Curtisův index vzdálenosti) v ekologii společenstev často využívaný, neboť spadá mezi asymetrické indexy, které jsou charakteristické tím, že počty druhů chybějících zároveň v obou vzorcích nehodnotí stejně jako počty druhů, které se v obou vzorcích vyskytují. Pomocí funkce *similarity and distance indices* inkorporované v Pastu jsem získala matici Bray-Curtisových podobností mezi jednotlivými vzorky. Z této matice jsem vybrala všechny hodnoty pro dvojice odběrů z totožné lokality odebírané v různém čase. Vzhledem k povaze otázky, kterou si ve své práci kladu (tedy které lokality procházejí větším turnoverem - jsou si méně podobné) jsem indexy podobnosti převedla odpočtem od jedné na indexy odlišnosti. Provedla jsem bootstrap a univariate analýzu a pomocí F a T testu jsem porovnála průměry indexů vzdálenosti. Rozdíly v hodnotách indexu obou typů lokalit jsem graficky zobrazila

pomocí krabicového grafu.

2.2.5 NCV index

Získaná data o přítomnosti druhů jsem použila pro výpočet NCV indexů pro jednotlivé lokality podle Coesela (2001). Tato metoda zohledňuje pouze přítomnost druhů na lokalitě, nikoliv jejich abundance. K výpočtu NCV indexu je potřeba tří hodnot. Jsou to:

d (diversity) – počet druhů

r (rarity) - vzácnost vyskytujících se druhů

m (maturity) - vyspělost ekosystému

Diverzita (d) se rovná počtu druhů na lokalitě. Hodnoty r (vzácnost druhu) a m (vyspělost ekosystému) jsou pro jednotlivé druhy stanoveny na základě znalostí o jejich ekologických nárocích a výskytu. Tyto hodnoty jsem pro svoji práci převzala podle studie Šťastného (Šťastný 2010), jenž modifikoval čísla navržená Coeselem (platná pro kyselé mokřady v Holandsku) pro území ČR na základě vlastní rozsáhlé studie ekologie a distribuce krásivek a detailní evaluace znalostí o této skupině řas na našem území.

Pro výsledný NCV index se hodnoty r a m všech druhů nalezených na lokalitě sečtou a podle pH této lokality je součet r transformován na R skóre a součet m na M skóre. Podle pH se transformuje i hodnota d na D skóre. Podrobný klíč k výpočtu jednotlivých parametrů je zobrazen v tabulce 1. NCV index se rovná součtu D , R a M a může dosáhnout maximální hodnoty 10. Hodnoty NCV indexu jsem srovnávala mezi minerotrofními a ombrotrofními lokalitami pomocí F and T testu a vizualizovala krabicovým grafem.

Tabulka 1: Výpočet jednotlivých parametrů NCV indexu: D - diversity, R - rarity, M - maturity; podle Coesela (2001)

Ph	počet druhů	D	Ph	vzácnost	R	Ph	vyspělost	M
pH > 6,5	1-5	1	pH > 6,5	1-2	1	pH > 6,5	1-5	1
	6-30	2		3-10	2		6-20	2
	>30	3		>10	3		21-40	3
6,5 > pH > 5	1-10	1	6,5 > pH > 5	1-5	1		>40	4
	11-50	2		6-40	2	6,5 > pH > 5	1-10	1
	>50	3		>40	3		11-40	2
pH < 5	1-5	1	pH < 5	1-2	1		41-80	3
	6-30	2		3-30	2		>80	4
	>30	3		>30	3	pH < 5	1-5	1
							6-20	2
							21-40	3
							>40	4

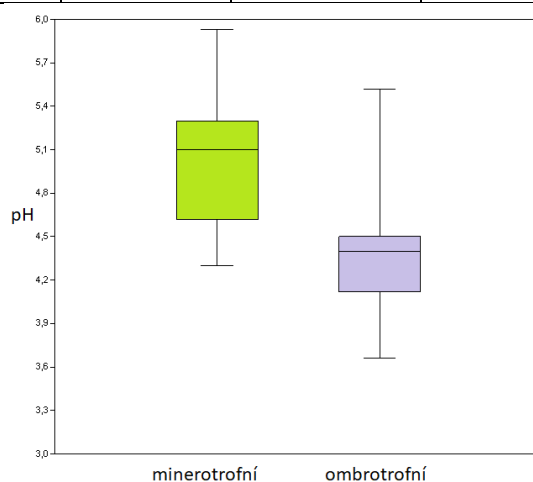
3 Výsledky

3.1 Analýza environmentálních faktorů

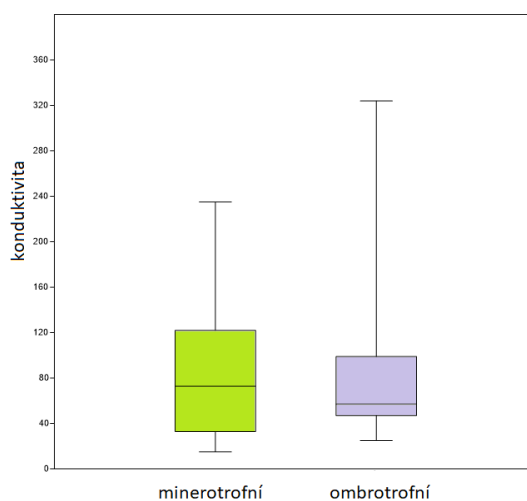
F a T test prokázal, že pH ombrotrofních a minerotrofních rašelinišť se signifikantně liší. U konduktivity vztah s ombro-minerotrofií prokázán nebyl. Výsledky F a T testů jsou uvedeny v tabulce 2, krabicové diagramy znázorňující pH pro oba typy lokalit jsou na obrázcích 3.1 a 3.2.

Tabulka 2: Výsledky T-testu, který byl proveden pro zjištění rozdílu v pH a konduktivitě mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami.

	průměr pro ombrotrofní lokality	rozptyl pro ombrotrofní lokality	průměr pro minerotrofní lokality	rozptyl pro minerotrofní lokality	<i>t</i>	<i>P</i>
pH	4,36	0,16	5,03	0,20	4,81	$3,05 \times 10^{-5}$
konduktivita	87,8	5963,6	84	3061,2	-0,17	0,87



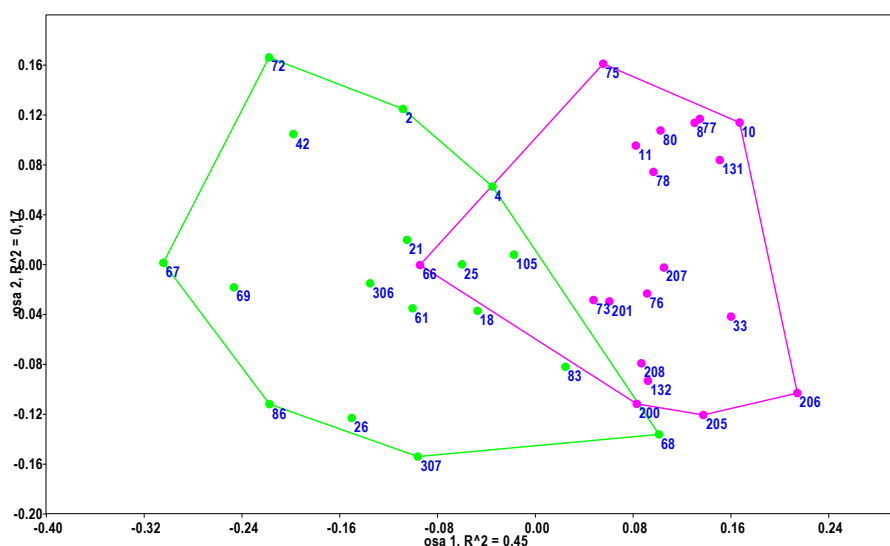
Obrázek 3.1: Krabicový plot znázorňující pH na ombrotrofních a minerotrofních lokalitách.



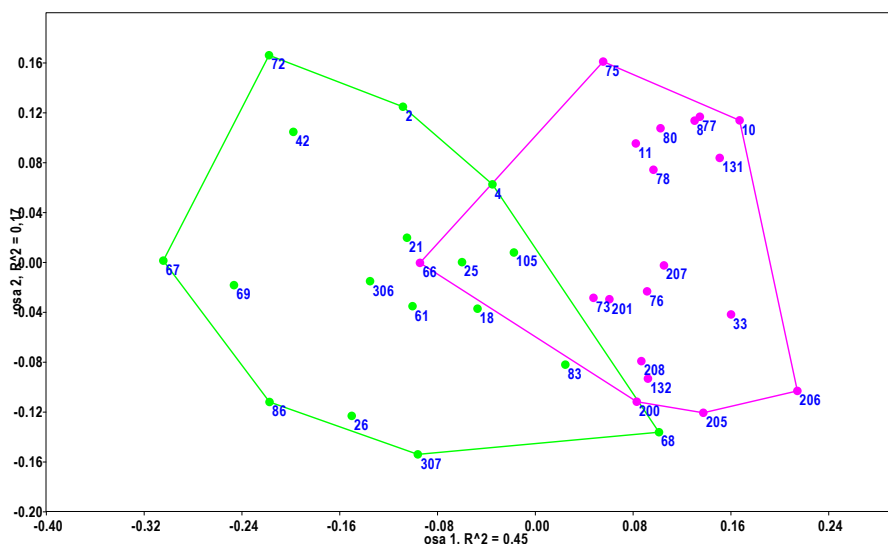
Obrázek 3.2: Krabicový plot znázorňující konduktivitu na ombrotrofních a minerotrofních lokalitách.

3.2 Struktura společenstva

Ordinační NMDS analýza struktury ve dvojrozměrném prostoru ukázala jasné oddělení ombrotrofních a minerotrofních lokalit, a to za použití obou indexů, Bray-Curtisova indexu zohledňujícího abundance druhů a Jaccardova indexu založeného pouze na prezenci či absenci druhů. Výsledné NMDS diagramy jsou vykresleny na obrázcích 3.3 a 3.4. Že se od sebe druhové složení minerotrofních a ombrotrofních lokalit signifikantně liší potvrdila neparametrická analýza ANOSIM (Bray-Curtis: $R = 0,22$; $p < 0,001$ / Jaccard: $R = 0,49$; $p < 0,001$). Větší oddělení skupin ukazuje analýza podle Jaccardova indexu, z čehož je možné usoudit, že ombro-minerotrofní gradient je určující především pro pouhý výskyt druhů a nikoli pro jejich abundance. Zároveň se však podle výsledků obou analýz oba typy habitatů lehce překrývají.



Obr. 3.3: NMDS ordinační diagram znázorňující rozdílnost druhového složení mezi ombrotrofními (fialová) a minerotrofními (zelená) rašeliništi (Bray-Curtis, 2D, stress = 0.22).



Obr. 3.4: NMDS ordinační diagram znázorňující rozdílnost druhového složení mezi ombrotrofními (fialová) a minerotrofními (zelená) rašeliništi (Jaccard, 2D, stress = 0.25).

V tabulce generované analýzou SIMPER pro Bray-Curtis index (tabulka 3) uvádím prvních 15 druhů, které vysvětlují 82% rozdílnosti druhového složení mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami a významnou měrou tak přispívají k oddělení obou typů lokalit. 17 druhů (z celkových 76) se na rozdílnosti podílí více než 2%, 5 druhů se podílí více než 5%. Největší podíl (20%) na rozdílnost druhového složení se ukazuje u *Cylindrocystis sp.*, který má sice vysokou hodnotu průměrné abundance na ombrotrofních lokalitách (71), tato hodnota je však poměrně vysoká i u minerotrofních lokalit (48). Z dat tak není možné usoudit, že by byl tento druh pro ombrotrofní lokality charakteristický. Jako typické pro minerotrofní rašeliniště se, vzhledem k výrazně vyšším abundancím v tomto habitatu a významným podílem na oddělení skupin v analýze SIMPER (více než 2%), jeví druhy *Netrium digitus*, *Closterium striolatum*, *Euastrum ansatum*, *Tetmemorus granulatus*, *Micrasterias Thomasiana* a *Cosmarium quadratum*. Druhy typické pro ombrotrofní rašeliniště jsou dle výsledků této analýzy *Cosmarium pygmaeum*, *Tetmemorus brebissonii*, *Actinotaenium silvae-nigrae*, *Actinotaenium silvae-nigrae var. parallelum*, *Netrium oblongum* a *Tetmemorus laevis*. Pokud se však podíváme na druhy, které významně přispívají k oddělení obou typů mokřadů a zároveň se vyskytují výhradně jen v jednom z nich, tak takové najdeme pouze u minerotrofních rašelinišť a jsou to *Euastrum ansatum*, *Tetmemorus granulatus* a *Cosmarium quadratum*.

Tabulka 3: Prvních 15 druhů s největším přínosem k rozdílnosti mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami z analýzy SIMPER. Vysvětlivky: Contrib. % - přínos druhu k rozdílnosti v %, Cumulative % - kumulativní součet přínosů jednotlivých druhů, Mean (M) - průměrná abundance druhu na minerotrofních lokalitách, Mean (O) - průměrná abundance druhu na ombrotrofních lokalitách.

Taxon	Contrib. %	Cumulative %	Mean (M)	Mean (O)
<i>Cylindrocystis sp.</i>	20,03	20,03	48,00	71,30
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	10,84	30,87	5,95	33,20
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	6,75	37,62	0,18	22,30
<i>Netrium digitus</i>	6,07	43,69	19,40	3,11
<i>Closterium striolatum</i>	5,63	49,33	18,70	0,97
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	4,96	54,28	0,52	16,30
<i>Euastrum ansatum</i>	4,05	58,34	13,50	0,00
<i>Tetmemorus granulatus</i>	3,50	61,84	11,60	0,00
<i>Euastrum binale</i>	3,38	65,21	6,62	6,72
<i>Staurostrum margaritaceum</i>	3,32	68,53	6,88	6,51
<i>Micrasterias thomasi</i>	3,22	71,75	10,70	0,02
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	3,10	74,85	1,32	9,41
<i>Cosmarium quadratum</i>	2,61	77,46	8,67	0,00
<i>Netrium oblongum</i>	2,23	79,69	0,08	7,40
<i>Tetmemorus laevis</i>	2,16	81,85	1,05	6,54

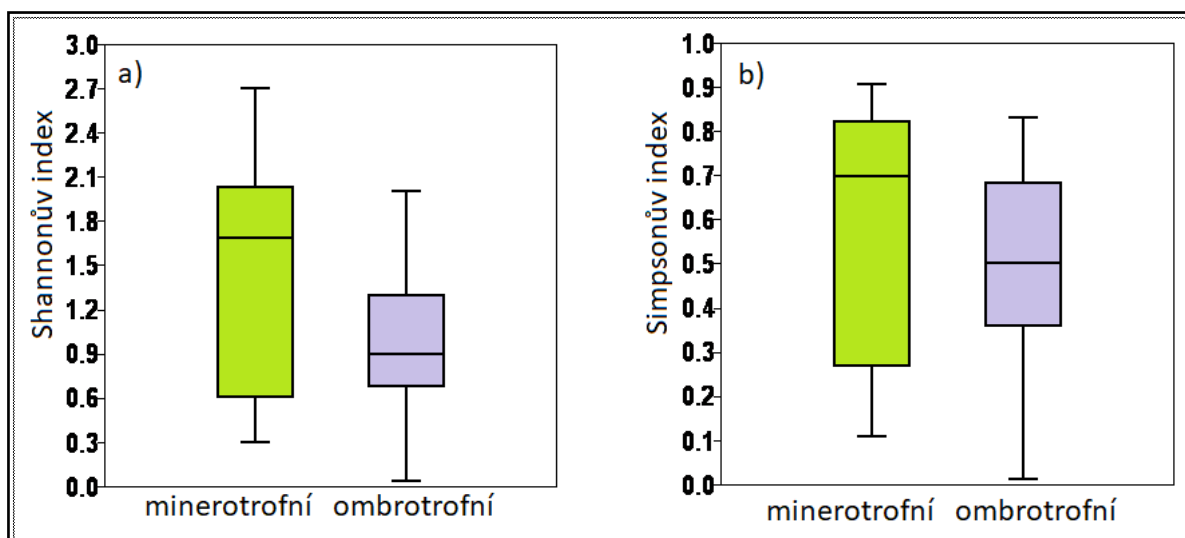
3.3 Alfa-diverzita lokalit

Ze všech 90 vzorků odebraných z 36 lokalit během let 2017 a 2018 jsem celkem identifikovala 76 druhů krásivek. Průměrný počet druhů je 6 pro ombrotrofní a 14 pro minerotrofní lokality. Nejvíce druhů (28) jsem identifikovala na lokalitě 72 (rašeliniště při litorálu Starého rybníka u obce Výsluní), vysoký počet druhů (26) jsem našla také na lokalitě 42 (niva potoka v Mechovém údolí). Lokalita 206 (ombrotrofní rašeliniště nad Volárenským rybníkem) byla naopak druhově nejchudší – identifikovala jsem pouze dva druhy.

Shannonův index diverzity dosáhl největší hodnoty (2,7) na lokalitě 72 (na které byl také nalezen největší počet taxonů), vysoký byl i na lokalitách 2, 105, 21, 25 a 66. Simpsonův index byl nejvyšší (0,9) na lokalitě 72, vyšší byl také na lokalitách 2, 21, 25, 105 a 66. Analýza pomocí F a T testu prokázala signifikantní rozdíl Shannonova indexu mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami. Naproti tomu u Simpsonova indexu nebyl prokázán signifikantní rozdíl mezi oběma typy mokřadů. Oba indexy vykazovaly u minerotrofních lokalit poměrně široký rozptyl. Jednotlivé hodnoty T-testu pro oba indexy diverzity jsou zanesené v tabulce 4, vizualizace pomocí krabicového grafu je na obrázku 3.5.

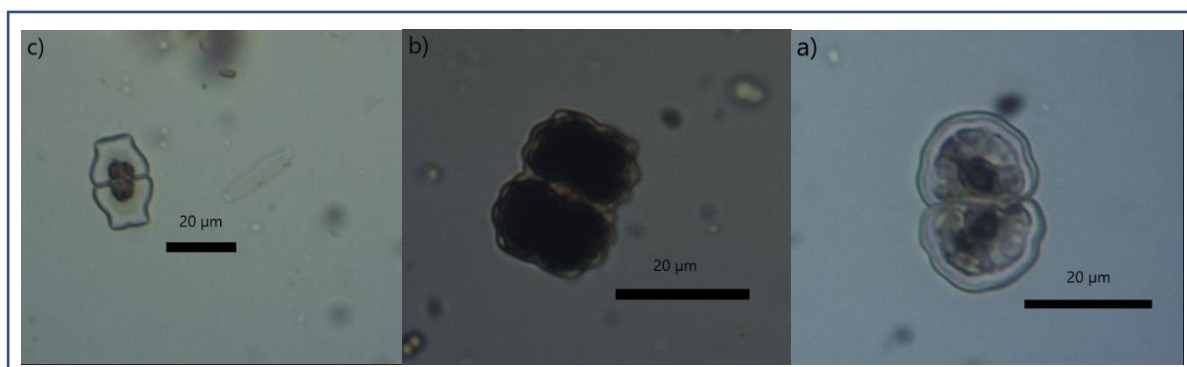
Tabulka 4: Výsledky T-testu, který byl proveden pro zjištění rozdílu v diverzitě mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami.

	průměr pro ombrotrofní lokality	rozptyl pro ombrotrofní lokality	průměr pro minerotrofní lokality	rozptyl pro minerotrofní lokality	<i>t</i>	<i>P</i>
Shannonův index	0,97	0,21	1,5	0,49	2,70	0,01
Simpsonův index	0,50	0,05	0,62	0,07	1,51	0,14



Obr. 3.5: Krabicové diagramy znázorňující porovnání ombrotrofních a minerotrofních lokalit a) v Shannonově indexu diverzity b) v Simpsonově indexu diverzity

Ze zajímavých zástupců, které jsem ve svých vzorcích identifikovala a v ČR jsou považovány za vzácné (Šťastný, 2010), lze zmínit např. *Cosmarium medioretusum* – v ČR extrémně vzácný druh vyskytující se na velmi zachovalých a nedotčených lokalitách, *Cosmarium paragranatoides* – druh na našem území poprvé zaznamenaný teprve v roce 2010 (Šťastný, 2010), *Euastrum luetkemuellerei* nebo *Haplotaenium rectum* (obr. 3.5)



Obrázek 3.5: Zajímavé nálezy krásivek z krušnohorských rašelinišť: a) *Cosmarium paragranatoides* b) *Cosmarium medioretusum* c) *Euastrum luetkemuellerei*.

3.4 Beta-diverzita

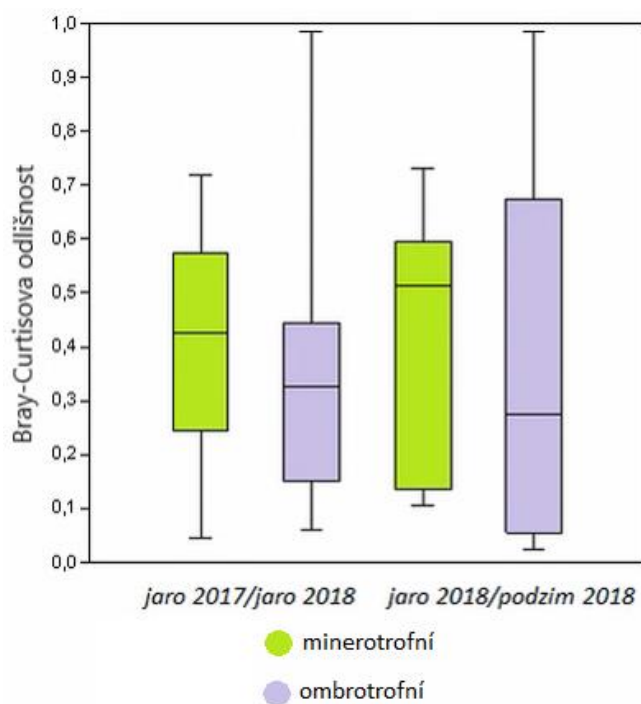
Výsledky F a T testu pro srovnání turnoveru mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi s pomocí Bray-Curtisovi odlišnosti neukázali mezi oběma typy lokalit signifikantní rozdíl. Ombrotrofní rašeliniště mají o něco nižší průměrnou odlišnost, oba biotopy však vykazují v hodnotě turnoveru poměrně široký rozptyl. Výsledky F a T testu jsou shrnuty v tabulkách 5 a 6, hodnoty získané analýzou bootstrap v tabulce 7 a na obrázku 3.6 je grafické znázornění hodnot pomocí krabicových grafů.

Tabulka 5: Výsledky T-testu, který byl proveden pro zjištění rozdílu v hodnotě Bray-Curtisovi odlišnosti mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi mezi odběry na jaře 2017 a na jaře 2018

průměr pro ombrotrofní lokality	rozptyl pro ombrotrofní lokality	průměr pro minerotrofní lokality	rozptyl pro minerotrofní lokality	<i>t</i>	<i>p</i>
0,36	0,07	0,40	0,04	0,58	0,57

Tabulka 6: Výsledky T-testu, který byl proveden pro zjištění rozdílu v hodnotě Bray-Curtisovi odlišnosti mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi mezi odběry na jaře 2018 a na podzim 2018

průměr pro ombrotrofní lokality	rozptyl pro ombrotrofní lokality	průměr pro minerotrofní lokality	rozptyl pro minerotrofní lokality	<i>t</i>	<i>p</i>
0,34	0,12	0,42	0,05	-0,58	0,57



Obrázek 3.6: Krabicový graf znázorňující Bray-Curtisovu odlišnost mezi různými odběry na minerotrofních a ombrotrofních lokalitách

Tabulka 7: Hodnoty Bootstrap analýzy Bray-Curtisových odlišností.

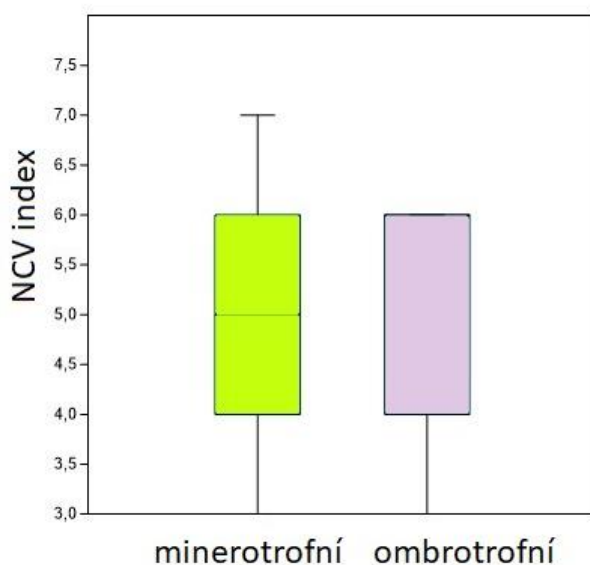
	M (ab)	Lower conf.	Upper conf.	M (bc)	Lower conf.	Upper conf.	O (ab)	Lower conf.	Upper conf.	O (bc)	Lower conf.	Upper conf.
Min	0,05	0	0	0,11	0	0	0,06	0	0	0,03	0	0
Max	0,72	0	0	0,73	0	0	0,99	0	0	0,99	0	0
průměr	0,4	0,31	0,5	0,42	0,28	0,57	0,36	0,23	0,47	0,34	0,13	0,53
rozptyl	0,04	0,02	0,06	0,05	0,03	0,1	0,07	0,03	0,13	0,12	0,06	0,22
medián	0,43	0,28	0,61	0,52	0,44	0,9	0,33	0,24	0,5	0,2	-0,27	0,35
25 prcntil	0,25	0,07	0,34	0,14	-0,24	0,17	0,15	0,1	0,2	0,05	-0,13	0,08
75 prcntil	0,58	0,51	0,73	0,59	0,44	0,68	0,45	0,06	0,56	0,7	0,41	1,23

3.5 NCV index

Nejvyšší hodnotu NCV indexu (7) ze všech studovaných lokalit měla lokalita 72, vyšší hodnotu (6) mělo množství ombrotrofních i minerotrofních rašelinišť. Výsledné NCV indexy jsem pro každou lokalitu uvedla do tabulky odběrových míst v příloze 1. Výsledky F a T testu neprokázali signifikantní rozdíl v hodnotě NCV indexu mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami. Hodnoty testu jsou uvedené v tabulce 8, na obrázku 3.7 jsou vykresleny krabicové graf s NCV indexy pro oba typy rašelinišť.

Tabulka 8: Výsledky T-testu, který byl proveden pro zjištění rozdílu v hodnotě NCV indexu mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi.

průměr pro ombrotrofní lokality	rozptyl pro ombrotrofní lokality	průměr pro minerotrofní lokality	rozptyl pro minerotrofní lokality	<i>t</i>	<i>p</i>
5,10	1,21	5,05	1,30	-0,12	0,90



Obr. 3.7: Krabicové diagramy znázorňující porovnání ombrotrofních a minerotrofních lokalit v hodnotě NCV indexu

4 Diskuze

4.1 Analýza environmentálních faktorů

Analýza vztahu pH a typu lokality ukázala signifikantní odlišení ombrotrofních a minerotrofních lokalit. Rozdíl však není příliš velký, průměrná hodnota pH minerotrofních rašelišť byla 5,03 a u ombrotrofních rašelišť 4,36. Domnívám se, že pH minerotrofních rašelinišť může být ovlivněno okyselením vodou přitékající z vrchovištních komplexů, které jsou v Krušných horách velmi hojně zastoupeny. Nízké pH by také mohlo být důsledkem kyselých dešťů, kterými bylo v druhé polovině minulém století sudetské pohoří výrazně zasaženo. Minerotrofní habitaty vykazovaly větší rozptyl v pH, což není nic překvapivého – chemismus těchto mokřadů může být značně variabilní v závislosti na míře, v jaké jsou syceny podzemní či povrchovou vodou a na jejím chemismu (Wieder et al. 2006).

4.2 Struktura společenstva

Analýza struktury společenstva potvrdila, že ombro-minerotrofní gradient skutečně významně strukturuje společenstva krásivek, což bylo zjevné jak z dvojrozměrného zobrazení dat pomocí NMDS analýzy, tak z následného testování pomocí metody ANOSIM. Zřetelněji se oddělení skupin projevilo při použití Jaccardova indexu, který je založen pouze na prezenci a absenci druhů. Z toho je možné usoudit, že ombro-minerotrofní gradient je určující především pro výskyt druhů a méně pro jejich abundance. Vzhledem k nízkému pH minerotrofních rašelinišť zahrnutých v mé studii se tyto lokality řadí mezi chudá slatiniště. Zřejmá odpověď krásivkových společenstev na ombro-minerotrofii je kongruentní se závěry studií, které primární přirozenou hranici nacházejí mezi ombrotrofními a minerotrofními rašeliništi (Hájek et al. 2006) a nikoli mezi /ombrotrofními vrchovišti a chudými slatiništi/ a bohatými slatiništi (Wheeler a Proctor 2000). Dle výsledků SIMPER analýzy byly druhy, které se vyskytují výhradně na jednom typu biotopu a významně se tak podílejí na odlišení skupin v rámci ombro-minerotrofie, identifikovány pouze pro minerotrofní rašeliniště (*Euastrum ansatum*, *Tetmemorus granulatus* a *Cosmarium quadratum*). Zmíněné taxony tedy lze považovat za indikační druhy minerotrofních podmínek. Koncept indikačních druhů minerotrofie, které nejsou schopné tolerovat ombrotrofní podmínky, je velmi dobře zaveden u vyšších rostlin (Gorham a Janssens 1992; Rydin et al. 1999; Sjörs & Sjörs 1950). Rostliny, narozdíl od fluktuujících environmentálních faktorů (pH, konduktivity či obsahu živin) reflektují dlouhodobý a komplexní vývoj podmínek prostředí (Hájek 2006). Výsledky analýz mé práce naznačují, že krásivky mohou potenciálně tuto funkci také zastávat.

4.3 Alfa-diverzita

Analýza rozdílů v diverzitě vyjádřené Shannonovým indexem ukázala, že minerotrofní rašeliniště mají druhovou diverzitu signifikantně vyšší, přičemž průměrná hodnota pro minerotrofní rašeliniště byla 1,5 a pro ombrotrofní rašeliniště 0,97. Analýza Simpsonova indexu však statisticky významný rozdíl neprokázala. Oba indexy sice zohledňují jak počet druhů, tak jejich abundance, hodnota Simpsonova indexu je však ovlivněna především dominantními druhy a Shannonův index je více citlivý na druhy vzácné. Lze tedy usoudit, že značnou část diverzity krásivkových společenstev minerotrofních rašelinišť tvoří právě vzácné, málo početné druhy, jejichž přítomnost se na hodnotě Simpsonova indexu neprojevila. Větší druhová diverzita minerotrofních rašelinišť byla pozorována v mnoha studiích (Štěpánková et al. 2008; Mataloni et al. 2015; Coesel 1982; Neustupa et al. 2009; Neustupa et al. 2013). Tento jev je přisuzován extrémním podmínkám vrchovišť. Ombrotrofní rašeliniště podléhají kolísání klíčových environmentálních parametrů vlivem častých výkyvů výšky vodního sloupce a sezónnímu vysychání, závislost vodního režimu na srážkové vodě způsobuje velmi nízké pH a nízkou koncentraci živin. Společenstva těchto biotopů jsou tak omezena jen na několik málo druhů, které jsou na tyto podmínky adaptované (Coesel 1982).

Analýza rovněž ukazuje, že diverzita minerotrofních rašelinišť má větší rozptyl a na některých lokalitách se blíží ombrotrofním rašeliništím. To by mohlo souviset s již výše zmíněnou variabilitou těchto ekosystémů a skutečností, že podmínky na některých minerotrofních rašeliništích se vzhledem k pH či obsahu živin mohou blížit těm ombrotrofním.

4.4 Beta-diverzita

Výsledky analýzy pro srovnání turnoveru mezi ombrotrofními a minerotrofními lokalitami nepodpořili hypotézu, že ombrotrofní rašeliniště vykazují větší proměnu společenstev v čase. Průměrná Bray-Curtisova odlišnost pro ombrotrofní rašeliniště byla mezi prvním a druhým odběrem 0,36 a mezi druhým a třetím odběrem 0,34. Odlišnost pro minerotrofní rašeliniště byla mezi prvním a druhým odběrem 0,4 a mezi druhým a třetím 0,42. Krušnohorská rašeliniště tvoří velké mokřadní komplexy s množstvím propojených tůňek. Během mých odběrů jsem nezpozorovala výrazné změny v míře jejich zamokření. Ačkoli jsou tedy ombrotrofní rašeliniště vzhledem k závislosti výhradně na srážkové vodě obecně citlivější vůči sezónním změnám ve srážkovém režimu, lokality z mých odběrů se jevily jako

hydrologicky stabilní a výrazné disturbance neprodělávají. Z analýzy druhové bohatosti vyplývá, že společenstva ombrotrofních rašelinišť jsou v mnoha případech tvořena jen několika druhy krásivek. Je tedy možné, že ombrotrofní rašeliniště hostí jen několik velmi dobře adaptovaných druhů, které na lokalitě dominují a jejichž zastoupení se v průběhu času výrazněji nemění. Dominance několika málo druhů krásivek na lokalitách citlivých k vysychání byla prokázána ve studii Mataloni (1999), kde porovnávala společenstva mikrořas na gradientu terestrializace.

4.5 NCV index

Z analýzy NCV indexu je patrné, že ombrotrofní a minerotrofní lokality mají na studovaném území srovnatelnou ochrannářskou hodnotu, u každého typu habitatu je však ovlivněna jiným parametrem. Vyšší hodnota indexu je u minerotrofních rašelinišť způsobena především vyšší diverzitou, u ombrotrofních rašelinišť výskytem druhů s významným vlivem na vzácnost (*rarity*) či vyspělost a stabilitu (*maturity*) ekosystému (např. *Cosmarium pygmaeum*, *Tetmemorus brebissonii* nebo *Actinotaenium silvae-nigrae*). Přestože tedy ombrotrofní lokality vykazují nižší diverzitu (přičemž NCV index diverzitu jakožto počet druhů zohledňuje), vyskytují se v nich vzácné druhy, které výrazně ovlivňují výsledný NCV index.

Ačkoli podle NCV indexu mají ochrannářskou hodnotu oba typy habitatů, míra jejich ochrany je různá. Naprostá většina ombrotrofních vrchovišť legislativně spadá pod vyšší stupeň ochrany (v Krušných horách většinou jako Národní přírodní rezervace), několik minerotrofních lokalit zahrnutých v mé studii však chráněna nejsou buď vůbec, nebo mají nižší stupeň ochrany. Je to například Starý rybník u Výsluní, který ze všech lokalit vykazoval nejvyšší hodnotu NCV indexu - 7 (spadá pod Přírodní památku Na Loučkách), z lokalit s NCV indexem 6 je to Přebuzské vřesoviště (chráněno jako Přírodní památka), niva potoka Rotava u rybníka Přebuz (chráněna jen jako součást CHKO Krušné hory), Hraniční rybník (součást CHKO Krušné hory), z lokalit s indexem 5 je to například Myší kout (součást CHKO Krušné hory). To je zřejmě způsobeno jejich fragmentací a menší vizuální atraktivitou. Oproti rozlehlým a již na první pohled exoticky vyhlížejícím horským vrchovištím, která svým charakterem připomínají nekonečné boreální mokřady, vyhlížejí minerotrofní rašeliniště velmi nenápadně. Jedním ze záměrů ochrany kyselých mokřadů je přitom i zachování jejich specifické mikrořasové diverzity. Ačkoli minerotrofní rašeliniště často unikají pozornosti ochránců přírody, jejich biologická a ekologická hodnota v horském ekosystému střední Evropy může být stejně vysoká jako u těch ombrotrofních.

5 Závěr

Analýzy ANOSIM a NMDS provedené na základě Jaccardova a Bray-Curtisova indexu podobnosti prokázaly signifikantní odlišení společenstev krásivek na gradientu ombro-minerotrofie. Vzhledem ke zřetelnějšímu oddělení skupin při použití Jaccardova indexu, který je založen pouze na prezenci a absenci druhů je tento gradient zjevně důležitější pro přítomnost druhů na lokalitě než pro jejich abundance. SIMPER analýza ukázala, že pouze na minerotrofním rašeliništi se vyskytují druhy, které nejsou zastoupeny na druhém typu habitatu a lze je tak považovat za indikační druhy minerotrofie.

Podle výsledků analýzy alfa-diverzity měřené Shannonovým indexem jsou minerotrofní rašeliniště druhově bohatší, dle Simpsonova indexu však signifikantní rozdíl mezi habitaty prokázán nebyl. Simpsonův index je silně ovlivněn dominantními druhy. Z toho lze usoudit, že diverzita minerotrofních rašelinišť je tvořena spíše druhy o malých abundancích.

Analýza beta-diverzity nepotvrdila hypotézu, že krásivková společenstva ombrotrofních rašelinišť podléhají větším změnám v čase vzhledem k častějším disturbancím vrchovištních rašelinišť. To může být ovlivněno jednak stabilním vodním režimem vrchovišť zahrnutých v mých lokalitách, které se často vyskytují v rámci rozsáhlých mokřadních komplexů, případně jako důsledek dominance několika (na tyto podmínky dobře adaptovaných) druhů.

Hodnota NCV indexu se pro oba typy habitatů jeví podobně, ochranářskou hodnotu mají tedy srovnatelnou navzdory tomu, že ombrotrofní rašeliniště často spadají pod vyšší stupeň ochrany. U minerotrofních mokřadů je hodnota výsledného indexu ovlivněna především druhovou diverzitou, u ombrotrofních rašelinišť výskytem vzácných druhů.

6 Zdroje

- Becker, B., and Marin, B. (2009). Streptophyte algae and the origin of embryophytes. *Ann. Bot.* 103, 999–1004.
- Bestová, H. (2012). *Fylogenetická struktura společenstev krásivek. The phylogenetic structure of desmid communities. Diplomová práce*
- Bragazza, L., and Gerdol, R. (2002). Are nutrient availability and acidity-alkalinity gradients related in Sphagnum-dominated peatlands? *J. Veg. Sci.* 13, 473–482.
- Bragazza, L., Rydin, H., & Gerdol, R. (2005). Multiple gradients in mire vegetation: a comparison of a Swedish and an Italian bog. *Plant Ecology*, 177(2), 223–236
- Bray, J.R., and Curtis, J.T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 325–349.
- Charman, D.J. (2002). *Peatlands and environmental change* (J. Wiley).
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143.
- Coesel, P.F.M. (1982). Structural Characteristics and Adaptations of Desmid Communities. *J. Ecol.* 70, 163.
- Coesel, P.F.M. (1996). Biogeography of desmids. In *Hydrobiologia*, (Kluwer Academic Publishers), pp. 41–53.
- Coesel, P.F.M. (2001). A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodivers. Conserv.* 10, 177–187.
- Coesel, P.F.M. (2003). Desmid flora data as a tool in conservation management of Dutch freshwater wetlands. *Biologia (Bratisl.)* 58.
- Coesel, P.F.M., and Krienitz, L. (2008). Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. *Biodivers. Conserv.* 17, 381–392.
- Coesel, P.F.M., and Meesters, K.J. (2014). *Desmids of the Lowlands* (KNNV Publishing).
- Dai, A. (2013). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nat. Clim. Chang.* 3, 52–58.
- Estop-Aragonés, C., Zajac, K., and Blodau, C. (2016). Effects of extreme experimental drought and rewetting on CO₂ and CH₄ exchange in mesocosms of 14 European peatlands

- with different nitrogen and sulfur deposition. *Glob. Chang. Biol.* 22, 2285–2300.
- FENCHEL, T., and FINLAY, B.J. (2004). The Ubiquity of Small Species: Patterns of Local and Global Diversity. *Bioscience* 54, 777.
- Foissner, W. (2008). Protist diversity and distribution: Some basic considerations. *Biodivers. Conserv.* 17, 235–242.
- Gontcharov, A.A. (2008). Phylogeny and classification of Zygnematophyceae (Streptophyta): current state of affairs. *Fottea* 8, 87–104.
- Gorham, E., & Janssens, J. A. (1992). Concepts of fen and bog re-examined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*
- Hájek, M., Horsák, M., Hájková, P., and Dítě, D. (2006). Habitat diversity of central European fens in relation to environmental gradients and an effort to standardise fen terminology in ecological studies. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 8, 97–114.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Heinselman, M. L. (1970). Landscape Evolution, Peatland Types, and the Environment in the Lake Agassiz Peatlands Natural Area, Minnesota. *Ecological Monographs*, 40(2), 235–261
- Chytrý, M., Kučera, T. & Kočí, M. (eds.) (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha
- Ingram, H.A.P. (1978). Soil layers in mires: function and terminology. *Soil Sci.* 29, 224–227.
- Jarkovský, J., Littnerová, S. and Dušek, L. (2012): Statistické hodnocení biodiverzity. - Akademické nakladatelství CERM, Brno, 78 pp.
- Krasznai, E., Fehér, G., Borics, G., Várbíró, G., Grigorszky, I., and Tóthmérész, B. (2008). Use of desmids to assess the natural conservation value of a Hungarian oxbow (Malom-Tisza, NE-Hungary). *Biologia (Bratisl.)* 63, 928–935.
- Kruskal, J.B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29, 115–129.
- Lund, M., Christensen, T.R., Lindroth, A., and Schubert, P. (2012). Effects of drought conditions on the carbon dioxide dynamics in a temperate peatland. *Environ. Res. Lett.* 7.

- Mataloni, G. (1999). Ecological studies on algal communities from Tierra del Fuego peat bogs. *Hydrobiologia* 391, 157–171.
- Mataloni, G., González Garraza, G., and Vinocur, A. (2015). Landscape-driven environmental variability largely determines abiotic characteristics and phytoplankton patterns in peat bog pools (Tierra del Fuego, Argentina). *Hydrobiologia* 751, 105–125.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., et al. (2007). Global climate projections.
- Moss, B., and Brook, A.J. (1982). The Biology of Desmids. *J. Appl. Ecol.* 19, 311.
- Neustupa, J., Černá, K., and Šťastný, J. (2009). Diversity and morphological disparity of desmid assemblages in Central European peatlands. *Hydrobiologia* 630, 243–256.
- Neustupa, J., Černá, K., and Šťastný, J. (2011). The effects of aperiodic desiccation on the diversity of benthic desmid assemblages in a lowland peat bog. *Biodivers. Conserv.* 20, 1695–1711.
- Neustupa, J., Veselá, J., and Šťastný, J. (2013). Differential cell size structure of desmids and diatoms in the phytobenthos of peatlands. *Hydrobiologia* 709, 159–171.
- Rydin, H., Sjörs, H., and Löfroth, M. (1999). 7. Mires. *Acta Phytogeographica Suecica*, 84, 91–112.
- Rydin, H., and Jeglum, J.K. (2013). *The Biology of Peatlands*, 2nd ed. (Oxford University Press).
- Sampson, R.N., Apps, M., Brown, S., Cole, C.V., Downing, J., Heath, L.S., Ojima, D.S., Smith, T.M., Solomon, A.M., and Wisniewski, J. (1993). Workshop Summary Statement: Terrestrial Biospheric Carbon Fluxes Quantification of Sinks and Sources of CO₂. In *Terrestrial Biospheric Carbon Fluxes*, (Springer Netherlands), pp. 3–15.
- Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423.
- Siegel, D. I., & Glaser, P. (2006). The Hydrology of Peatlands - Boreal Peatland Ecosystems. In R. K. Wieder & D. H. Vitt (Eds.), (pp. 289–311). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity [16]. *Nature* 163, 688.
- Sjörs, H., and Sjörs, H. (1950). On the Relation between Vegetation and Electrolytes in North Swedish Mire Waters. *Oikos* 2, 241.

- Šťastný, J. (2009). The desmids of the Swamp Nature Reserve (North Bohemia, Czech Republic) and a small neighbouring bog: species composition and ecological condition of both sites. *Fottea*, 9(1), 135-148.
- Šťastný, J. (2010). Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. *Fottea* 10, 1–74.
- Šťastný, J. (2013). Hidden species diversity in desmids (Desmidiales, Viridiplantae). Ph.D.Thesis.
- Štěpánková, J., Vavrušková, J., Hašler, P., Mazalová, P., and Poulièková, A. (2008). Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hory Mts. In *Biologia (Versita)*, pp. 895–900.
- Wayda, M. (2004). Changes in species composition of desmids in the “Bloto” peat bog (the Niepolomice Forest) from 1954 to 2001. *Acta Soc Bot Pol* 73:239–246
- Watanabe, M.M., Mayama, S., Hiroki, M., and Nozaki, H. (2000). Biomass, species composition and diversity of epipelic algae in mire pools. *Hydrobiologia* 421, 91–102.
- Wheeler, B.D., and Proctor, M.C.F. (2000). Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *J. Ecol.* 88, 187–203.
- Wieder, R.K., Vitt, D.H., and Benscoter, B.W. (2006). *Boreal Peatland Ecosystems*, Ecological Studies 188.

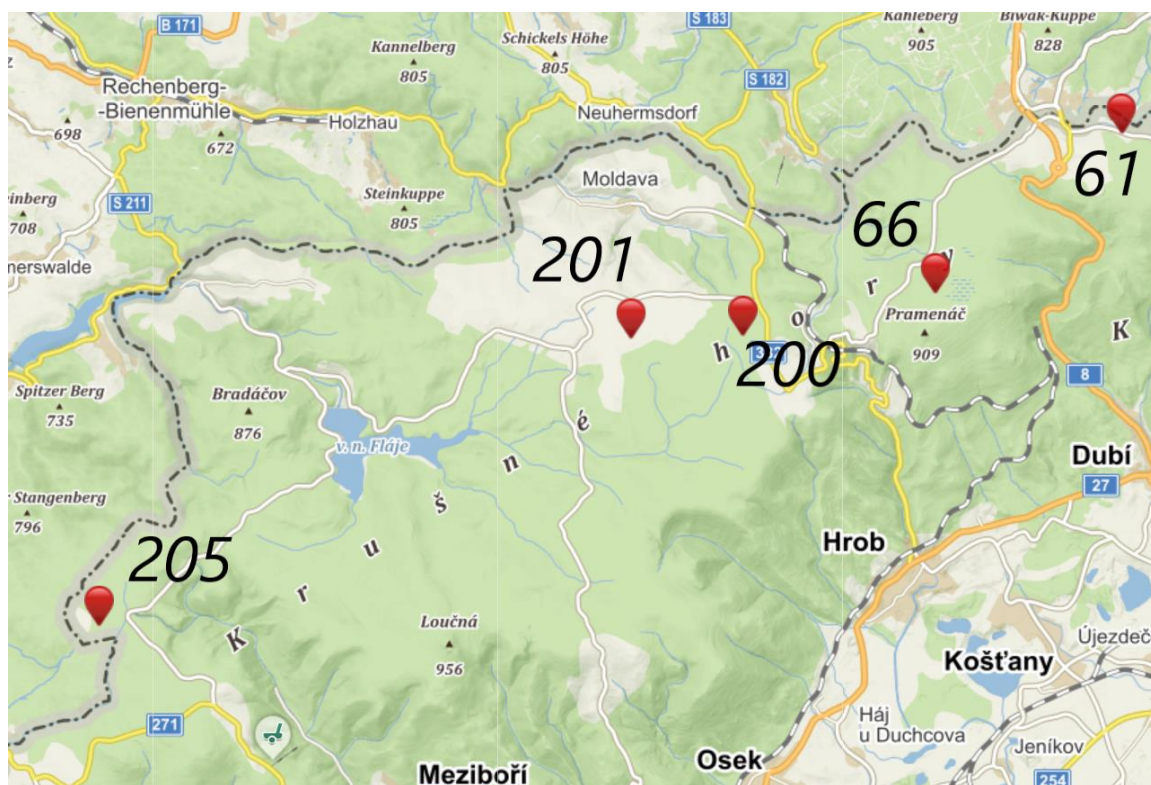
7 Přílohy

Příloha 1: Soupis všech lokalit s jejich popisem, GPS souřadnicemi, hodnotami naměřených abiotických faktorů (pH a konduktivita) a vypočítanou hodnotou NCV indexu. Modrá – ombrotrofní lokality, zelená – minerotrofní lokality.

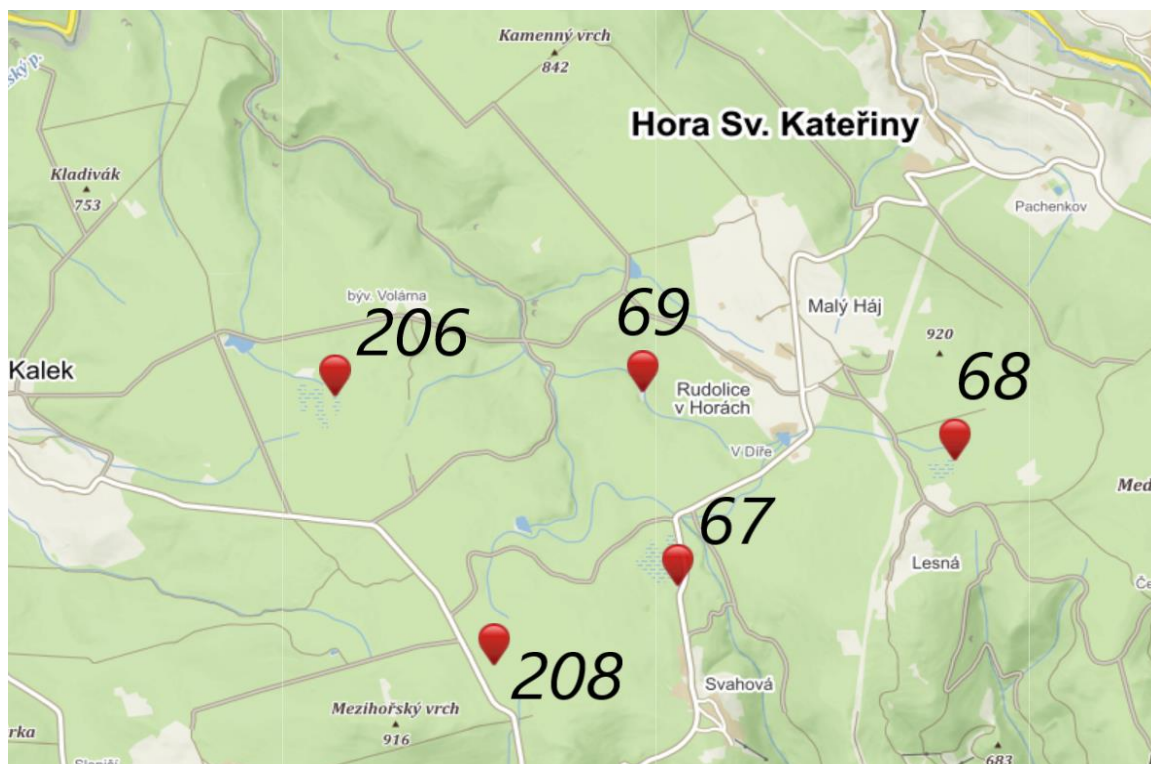
Č.	Lokalita	Souřadnice	pH	kond.	NCV
2	prameniště na PP Přebuzské vřesoviště	50.37777, 12.60631	5,23	43	6
4	prameniště na PP Přebuzské vřesoviště	50.37777, 12.60552	5,18	15	6
8	NPR Rolavská vrchoviště (východ)	50.40131, 12.63751	4,48	48	6
10	NPR Rolavská vrchoviště (západ)	50.3983, 12.62411	4,47	48	4
11	NPR Rolavská vrchoviště	50.39573, 12.63468	4,4	75	6
18	PP Přebuz – prameniště	50.36918, 12.63716	4,5	73	5
21	Myší kout – prameniště	50.36414, 12.65655	5,3	114	5
25	niva potoka Rolava	50.39477, 12.60715	4,81	17	6
26	niva potoka Rolava	50.39577, 12.60528	4,75	33	4
33	NPR Novodomské rašeliniště	50.55068, 13.27454	3,8	324	4
42	PR Mechové údolí, povodí bezejmenného toku	50.00979, 12.51547	5,61	118	6
61	litorál Dlouhého rybníka u Cínovce	50.73194, 13.78191	4,62	134	5
66	PR Cínovecké rašeliniště	50.70568, 13.73467	5,52	72	5
67	litorál Nového rybníka u Svahové	50.56408, 13.40594	5,93	63	4
68	prameniště Na Močále (Lesná)	50.57393, 13.43854	4,3	235	3
69	litorál Hraničního rybníka	50.57923, 13.40191	4,78	63	6
72	litorál Starého rybníka (Výsluní)	50.47419, 13.21432	5,23	135	7
73	rašeliniště u obce Kovářská	50.4413, 13.07676	3,66	48	6
75	NPR Božídarské rašeliniště	50.39754, 12.87031	4,12	51	6
76	NPR Božídarské rašeliniště	50.39969, 12.86058	4,38	47	6
77	Rašeliniště Spáleníště	50.39841, 12.82062	4,1	99	5
78	Velké jeřábí jezero (NPR Rolavská vrchoviště)	50.40381, 12.58841	4,51	39	6
80	Velké jeřábí jezero (NPR Rolavská vrchoviště)	50.4056, 12.58898	4,38	45	6
83	Kančí údolí - niva Slatinného potoka	50.16756, 12.22542	5,1	84	4
86	litorál rybníka Velká Žabka	50.14313, 12.21787	5,1	84	5
105	niva potoka Rotava	50.35991, 12.62825	4,81	122	5
131	NPR Novodomské rašeliniště	50.55625, 13.25068	4,38	191	6
132	Polské bažiny (PR Prameniště Chomutovky)	50.52868, 13.24746	4,44	59	6
200	PR Grunwaldské vřesoviště	50.69889, 13.68534	4,63	25	4
201	PR Grunwaldské vřesoviště	50.69837, 13.65681	4,51	222	5
205	PR Černý rybník	50.65137, 13.52133	4,5	57	3
206	rašeliniště nad Volárenským rybníkem	50.57892, 13.36559	4,4	37	3
207	NPR Novodomské rašeliniště	50.5456, 13.25981	4,38	123	6
208	rašeliniště pod Blahutovem	50.55784, 13.38426	3,72	59	4
306	niva Blatenského potoka	50.38118, 12.75828	4,61	33	6
307	niva Bílého potoka	50.38093, 12.73943	5,7	63	3

Příloha 2: Detailní mapy odběrových lokalit

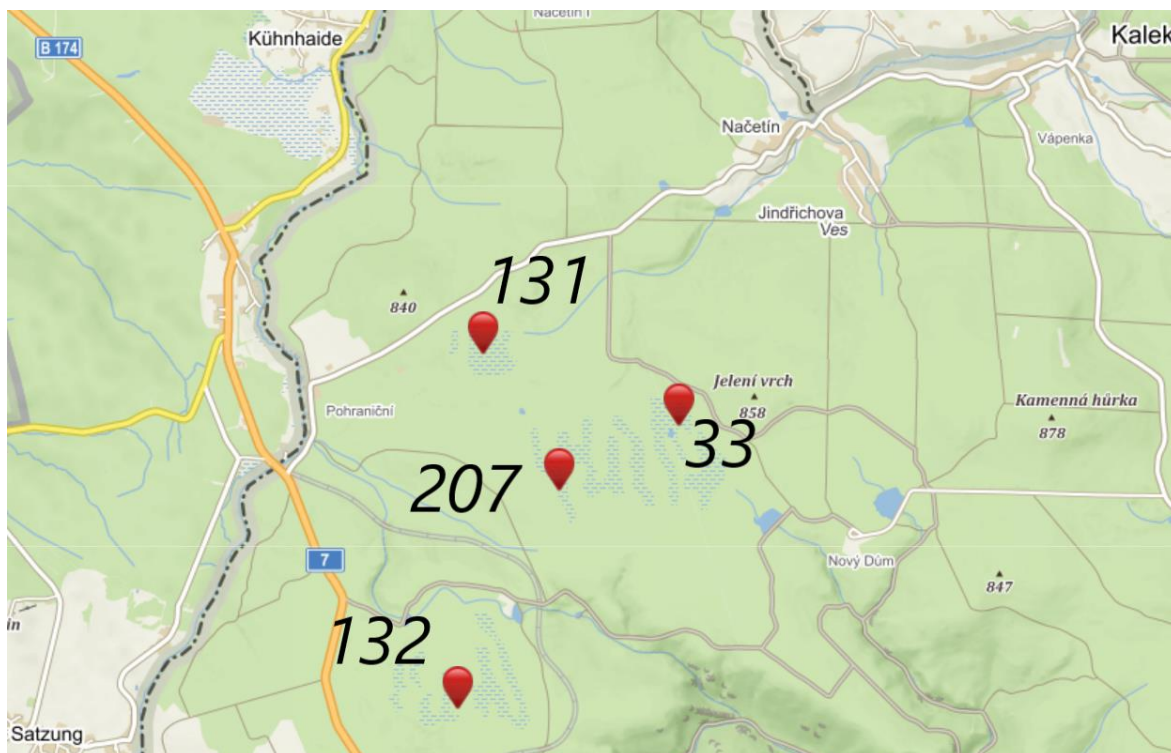
Východní část Krušných hor



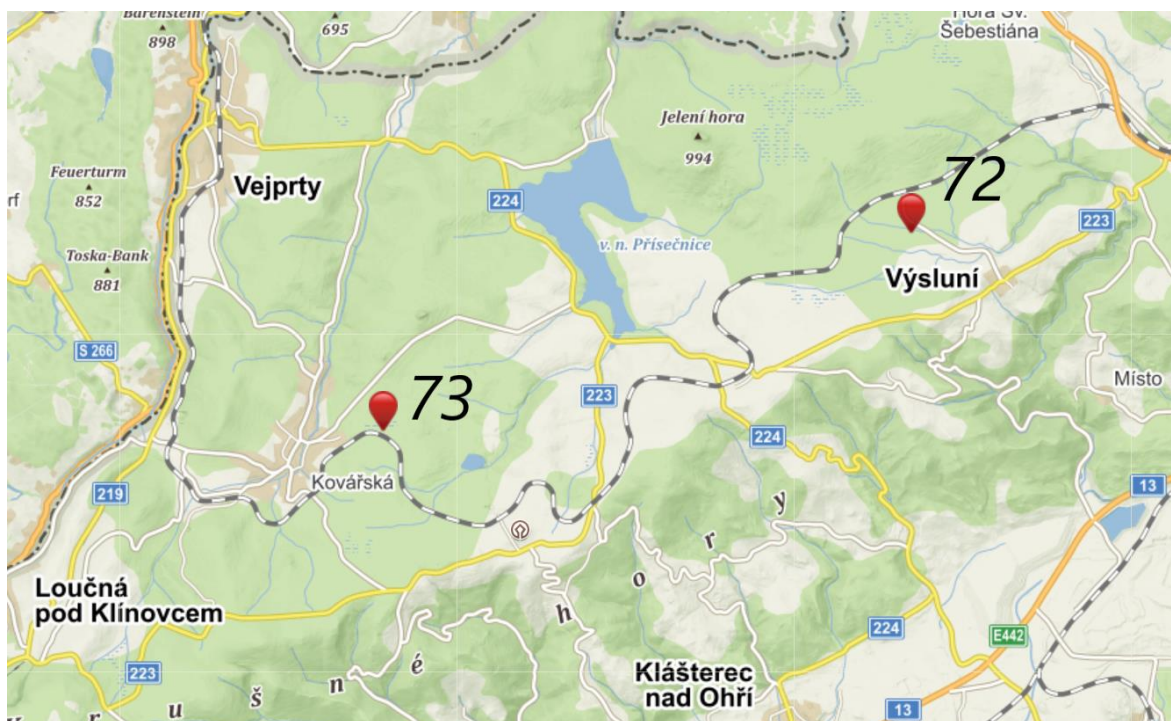
okolí Hory Sv. Kateřiny



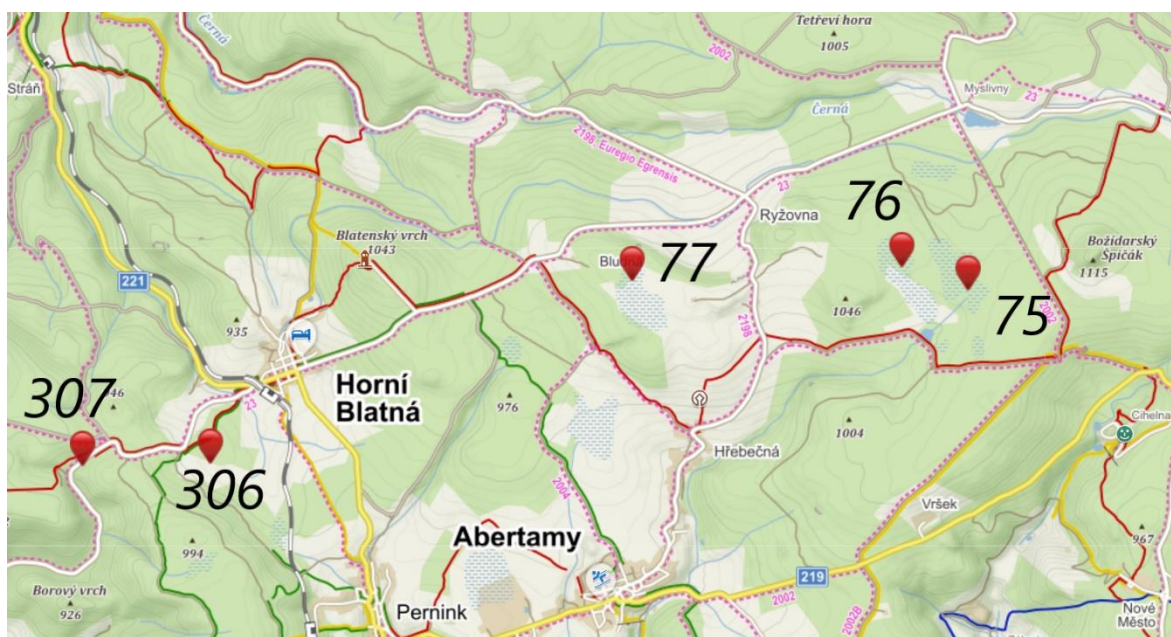
Novodomské rašeliniště



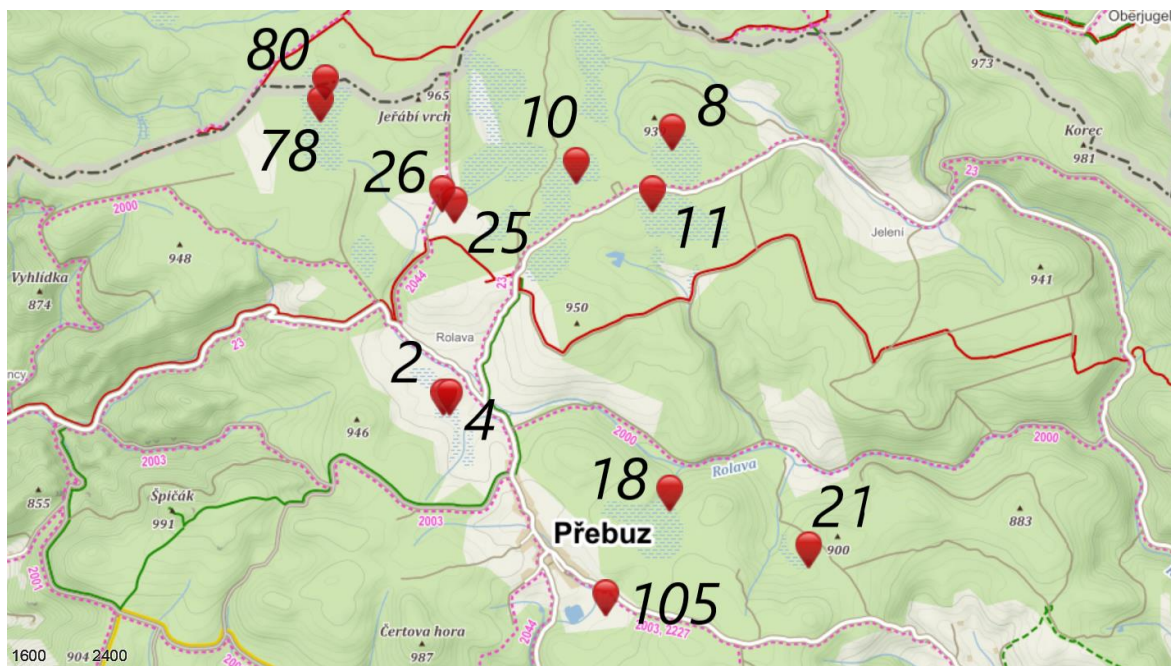
okolí vodní nádrže Přísečnice



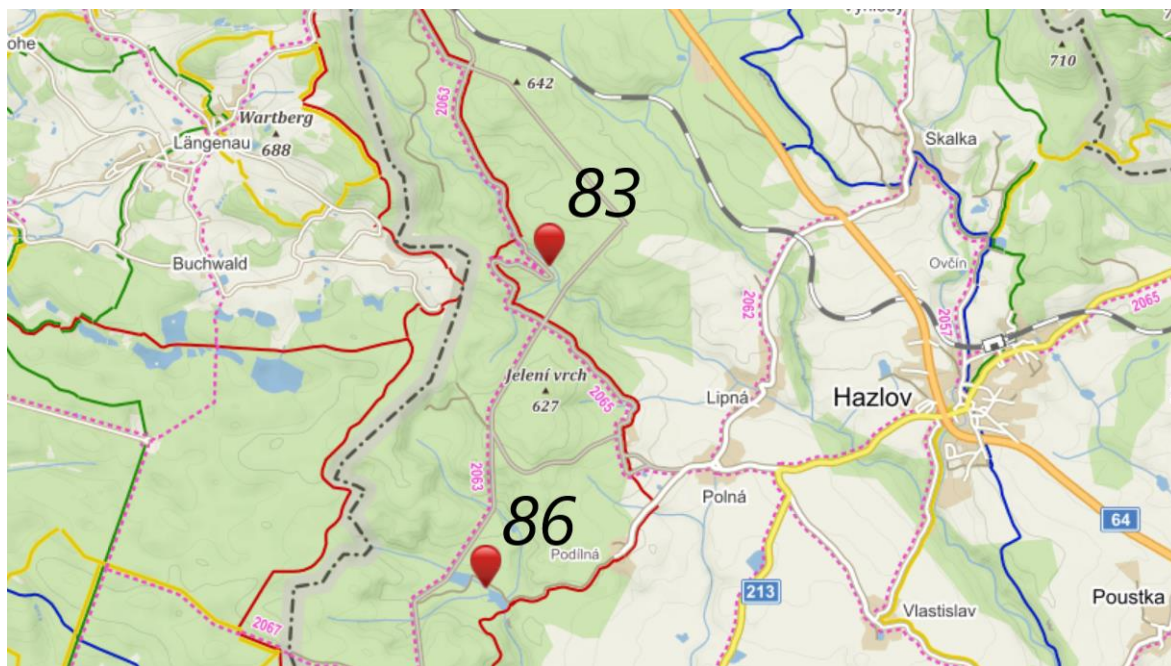
Božidarské rašeliniště a okolí Abertam



Okolí Přebuzi



Smrčiny



Mechové údolí



Příloha 3: Tabulky druhů

JARO 2017 (lokalita 2-67)

Lokalita	2	4	8	10	11	18	21	25	26	33	42	61	66	67
Taxon														
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	4	8	28	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	0	0	0	0	5	7	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	4	0	3	192	2	0	0	54	0	0	0	0	0	0
<i>Bambusina borneri</i>	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	0	3	0	7	0	0	2	0	0	1
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	6	0	0	0	0	30	45	3	0	3	8	25	1
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritiferrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Cosmarium medioretusum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paraganatoites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
<i>Cylindrocystis</i>	5	1	192	0	10	63	105	48	187	25	48	47	46	0
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27
<i>Euastrum binale</i>	2	2	0	0	0	0	20	0	0	0	0	6	1	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinskii</i>	1	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	1	0	0	0	0	6	0	0	0	2	71	0	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Micrasterias rotata</i>	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	167
<i>Micrasterias truncata</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	54	0	0	0	152	19	1	24	8	0	24	60	9	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	1	0	0	0	3	0	2	1	0	0	0	32	0
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokalita	2	4	8	10	11	18	21	25	26	33	42	61	66	67
Taxon														
<i>Staurostrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum margaritaceum</i>	0	0	0	0	0	39	9	7	0	3	0	0	0	0
<i>Staurostrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum punctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	9	0
<i>Staurostrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omearae</i>	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	153	0	0	0	0
<i>Tetmemorus granulatus</i>	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	91	0	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	19	0	0	56	0
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

JARO 2017 (locality 68-132)

Lokalita	68	72	73	75	76	77	78	80	83	86	105	131	132
Taxon													
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	0	20	10	9	0	31	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	0	0	1	0	1	0	21	0	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Bambusina borrieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	51	0	0	0	0	0	0	0	108	40	0	0
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium medietretum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paragranoites</i>	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	0	164	0	168	50	56	47	0	0	0	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	1	4	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Cylindrocystis</i>	178	0	57	0	2	0	129	61	77	7	61	1	46
<i>Euastrum ansatum</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	34	0	0	0
<i>Euastrum binale</i>	0	1	21	2	171	0	0	0	1	11	10	0	27
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinskii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	0	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokalita	68	72	73	75	76	77	78	80	83	86	105	131	132
Taxon													
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	0	63	3	0	13	0	40	0	0	0	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum furcatum</i>	0	0	17	2	13	10	0	3	0	0	1	59	1
<i>Stauroastrum hirsutum</i>	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
<i>Stauroastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum margaritaceum</i>	3	0	29	0	3	0	0	0	74	0	19	0	124
<i>Stauroastrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Stauroastrum polytrichum</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Stauroastrum punctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Stauroastrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroastrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omeae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	2
<i>Tetmemorus granulatus</i>	0	48	0	0	0	0	0	0	0	0	37	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	18	0	3	1	0	0	0	1	0	0	0	137	0
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

JARO 2017 (locality 200-307)

Lokalita	200	201	205	206	207	208	306	307
Taxon								
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	0	0	0	0	14	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	71	5	89	3	0	80	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bambusina borneri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	0	0	0	0	0	0	0	17
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	0	0	0	0	0	15	0
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium medietetum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paragranoites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokalita	200	201	205	206	207	208	306	307
Taxon								
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	173
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cylindrocystis</i>	129	151	110	197	6	107	66	0
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum binale</i>	0	3	0	0	2	1	6	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellerei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	0	7	0	0	0	0	10	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	13	0	0	0	0	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	0	16	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	0	0	0	0	0	12	0
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	0	5	1	0	0	12	5	5
<i>Staurastrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum punctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	66	0
<i>Staurastrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omeae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	0	0	0	192	0	0	0
<i>Tetmemorus granulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

JARO 2018 (locality 2-66)

Lokalita	2	4	8	10	11	18	21	25	26	33	42	61	66
Taxon													
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	8	2	8	9	3	3	0	11	0	0	1	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	0	0	34	90	0	0	0	8	0	0	0	0	0
<i>Bambusina borneri</i>	0	21	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	0	2	0	37	0	0	2	0	0
<i>Closterium costatum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	4	0	0	0	38	6	6	0	0	0	101	26
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Cosmarium medietretusum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cosmarium paraganatoites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	1	47	195	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	8	0	0	0	0	0	14	0	0	0	4	0	31
<i>Cylindrocystis</i>	34	6	152	54	0	48	24	3	190	12	1	28	59
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum binale</i>	1	3	0	0	0	7	61	1	0	0	1	0	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinski</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	7	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	15	0
<i>Euastrum insigne</i>	1	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasiana</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Netrium digitus</i>	76	0	0	0	0	94	7	117	3	0	11	43	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i>	1	0	0	0	0	2	0	7	2	0	0	4	23
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	0	2	0	0	0	6	8	2	0	1	0	0	0

Lokalita	2	4	8	10	11	18	21	25	26	33	42	61	66
Taxon													
<i>Staurostrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum punctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	9	2
<i>Staurostrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omearae</i>	0	5	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	183	0	0	0
<i>Tetmemorus granulatus</i>	3	0	0	0	0	0	24	0	0	0	131	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	0	1	0	0	0	0	2	0	4	0	0	14
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

JARO 2018 (locality 67-131)

Lokalita	67	68	69	73	75	76	77	78	80	83	86	105	131
Taxon													
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	0	0	15	12	4	6	9	0	0	1	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	1	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0
<i>Bambusina borneri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	100	48	0
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium medietretum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paragranae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	0	0	168	0	142	120	69	147	0	0	2
<i>Cosmarium quadratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Cylindrocystis</i>	0	166	0	7	0	4	2	64	50	24	2	37	47
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	196	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0
<i>Euastrum binale</i>	0	0	0	21	0	85	0	0	0	0	71	9	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinski</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokalita	67	68	69	73	75	76	77	78	80	83	86	105	131
Taxon													
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	173	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	24	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	26	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	0	0	106	11	0	13	0	57	0	0	0	2
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	0	0	0	41	1	95	39	0	10	0	0	0	27
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	27	0
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	0	29	0	22	0	0	0	0	0	14	0	22	0
<i>Staurastrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum punctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Staurastrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omeareae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	18
<i>Tetmemorus granulatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	13	0	19	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	104
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

JARO 2018 (locality 132-307)

Lokalita	132	200	201	205	207	208	306	307
Taxon								
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	0	51	1	109	1	46	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Bambusina borrieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Closterium cynthia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	0	0	0	0	0	16	12
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cosmarium medioretusum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paragranoites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

Lokalita	132	200	201	205	207	208	306	307
Taxon								
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	0	0	0	0	0	0	5	117
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	0	0	0	0	0	0	0	66
<i>Cylindrocystis</i>	8	147	176	91	79	115	70	0
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Euastrum binale</i>	9	1	2	0	0	2	21	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellerei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	0	0	0	0	0	0	59	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	4	0	17	0	1	0	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum lapponicum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	15	1	0	0	2	36	11	0
<i>Staurastrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum punctulatum</i>	0	0	0	0	0	0	5	4
<i>Staurastrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omeae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	162	0	0	0	112	0	0	0
<i>Tetmemorus granulatus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

PODZIM 2018 (locality 2-131)

Lokalita	2	4	11	21	25	33	42	66	68	69	72	73	75	76	131
Taxon															
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	1	13	2	0	17	0	5	0	0	0	4	0	10	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	33
<i>Bambusina borneri</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	63	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	0	0	24	24	0	0	4	0	4	3	0	0	0	0
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	2	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Cosmarium medietetum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paragratoites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	1	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	193	0	0	0	0	0	0	0	1	0	173	0	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	68	0	0	1	2	0	4	63	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cylindrocystis</i>	2	41	0	95	21	64	1	71	194	3	0	157	0	0	86
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	178	8	0	0	0	0
<i>Euastrum binale</i>	1	11	0	1	1	0	0	1	0	0	21	10	2	0	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinski</i>	0	1	0	3	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	2	0	7	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuellera</i>	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	6	7	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	51	0	4	57	43	0	15	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	6	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	15	0	0	0	0
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	3	0	0	16	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
<i>Staurastrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	0	0	0	3	5	2	0	0	1	0	0	8	0	0	0

Lokalita	2	4	11	21	25	33	42	66	68	69	72	73	75	76	131
Taxon															
<i>Staurostrum micron</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum punctulatum</i>	0	0	0	0	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurostrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Staurostrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurodesmus omeareae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	0	0	0	0	132	0	0	0	0	0	0	0	0	81
<i>Tetmemorus granulatus</i>	7	0	0	2	6	0	136	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	3	0	1	0	0	0	29	5	0	0	0	0	0	0
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

PODZIM 2018 (lokalita 200-307)

Lokalita	200	201	206	208	306	307
Taxon						
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	0	0	4	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i>	71	1	0	56	0	0
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> var. <i>parallelum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Bambusina borneri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cornu</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium cynthia</i>	0	0	0	0	0	10
<i>Closterium diana</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium juncidum</i> var. <i>brevius</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lineatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium navicula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium striolatum</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Cosmarium crenatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium dickii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium difficile</i>	0	0	0	0	0	81
<i>Cosmarium formosulum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium margaritifera</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium medietretum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pachydermum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium paragratoites</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium polygonatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium quadratum</i>	0	0	0	0	0	55
<i>Cosmarium regnellii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subpunctulatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium subtumidum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium tinctum</i>	0	0	0	0	0	41
<i>Cylindrocystis</i>	121	198	200	112	169	11
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Euastrum binale</i>	1	0	0	2	0	0
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinski</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Euastrum dubium</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum elegans</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum humerosum</i>	0	0	0	0	2	0
<i>Euastrum insigne</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum luetkemuelleri</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum oblongum</i>	0	0	0	0	0	0

Lokalita	200	201	206	208	306	307
Taxon						
<i>Euastrum pectinatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Haplotaenium rectum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias rotata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias thomasi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Netrium digitus</i>	0	0	0	0	4	0
<i>Netrium oblongum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Penium exiguum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum alternans</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum borgeanum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum capitulum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum furcatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	0	0	0	6	0
<i>Staurastrum kouwetsii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum lapponicum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum margaritaceum</i>	7	1	0	28	0	0
<i>Staurastrum micron</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum polytrichum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum punctulatum</i>	0	0	0	0	11	0
<i>Staurastrum sexcostatum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum teliferum</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus dejectus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus glaber</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus incus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroidesmus omeae</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus brebissonii</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus granulatus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	0	0	2	0	0
<i>Xantidium antilopaeum</i>	0	0	0	0	0	0